#11

#11

ISSN 0387-6039

広島県水産試験場研究報告

第 11 号

LIBRARY

SEP 23 1982

National Marine Fisheries Service
2570 Dole Street
Honolulu, Hawaii

昭和56年3月

広島県水産試験場
（広島県安芸郡音戸町大字音戸5233－2）

広　水　試　研　報
Bull. Hiroshima Fish. Exp. Stn.

目　　次

原　　著

楠木　豊

カキ養殖漁場における漁場老化に関する基礎的研究 …… 1

大内　晟

乾のり中の無機物について …… 95

高山晴義

赤潮プランクトンの走査電子顕微鏡試料作製法 …… 101

平田貞郎

広島県沿岸海域におけるプランクトン優占種の季節的消長について …… 113

増村和彦・柳谷弘道

クロダイ養殖における市販配合飼料の有効性と適正給餌量 …… 123

増村和彦

養殖マダイの低水温期に発生する細菌感染症に関する1考察 …… 129

増村和彦・竹野　登・中川敦史・今野俊逸・長野雄治

養殖マダイに対する塩酸オキシテトラサイクリンの体内移行残留と安全性に関する研究 …… 135

抄　　録

荒川好満：日本近海における海産付着動物の移入について …… 141

荒川好満：養殖カキ付着生物の予防と駆除の手引き …… 142

各種刊行物リスト

…… 143

カキ養殖漁場における漁場老化に関する基礎的研究

楠　木　　豊

Fundamental Studies on the Deterioration of Oyster Growing Grounds

Yutaka Kusuki

Abstract

Oyster farming in Hiroshima Bay dates back to the first half of the sixteenth century. For more than three centuries oyster farming was based on simply planting bamboo hedges as collectors from which the oysters were harvested in due course without any important modifications. Since 1925, the experiments in hanging culture methods were carried out, and these methods gradually spread and replaced the bamboo method of culture. Among various hanging methods, the rack method of suspension was the first to be used extensively in Hiroshima Bay, because the sea is shallow for some distance from the shore. The raft culture method was tried in a branch of the Hiroshima Bay but only on a small scale. It was not until after World War II that rafts began to be anchored in Hiroshima Bay and the number of oyster rafts increased rapidly from 1958 through 1965. The number of rafts continued to increase thereafter. The total annual production of oysters in the bay greatly increased and the percentage of the annual production in Hiroshima to that in this country has steadily increased to 60–70 per cent in recent years, and it occupies about 20 per cent of the total annual production of oysters in the world.

That the enormous yields of oysters are able to be obtained in such a small bay suggests not only a greater productivity of this bay, but also suggests that too many rafts may be anchored. Overexploitation of oyster growing grounds brings about the depletion of food for oysters and makes their sediments rich in organic matter derived from oyster faeces. In fact, from 1960 through 1965, when the number of oyster rafts rapidly increased, the dissolved oxygen of bottom water in summer decreased from 4–5 m *l*/*l* to about 2 m *l*/*l*. Oxygen depletion continued to increase and in recent years the level of oxygen has sometimes been recorded at almost zero. Therefore in the hotter seasons the oyster rafts have to be towed to alternative oyster grounds around the islands off Hiroshima City.

The growth of oysters has been slowed down, too. One-year-old oyster had been cultured in Hiroshima since 1942–1943, which were harvested within 12 months after spat collection in July. As growth of oysters became slower and the culture periods became longer and longer, two-year-old oysters began to be cultured, and the one-year-oyster culture methods disappeared around 1970.

These phenomena which were generally called "the deterioration of oyster grounds" have been assumed to be caused by faeces produced by cultured oysters.

＊　本論文は東京大学審査学位論文である。

The decline in oyster production in recent years appears to be caused by these factors. If things continue as now i.e. the present number of rafts is maintained, then we will see a continuing deterioration of the oyster grounds and so production of oysters will decline at an increasing rate. In order to maintain a level of oyster in the long run in Hiroshima Bay, the number of rafts in this bay must be restricted to within a range such that the sediments in the oyster growing grounds do not suffer deterioration due to the faecal materials produced by the oysters. To solve this problem, fundamental studies such as quantities of oyster faeces, its dispersion by the tidal currents, the rate of decomposition of faeces, and the effects of faeces on the sediment of the grounds have been carried out. This report summarizes the results of these studies.

I. Quantities of faecal materials produced, their dispersion, and the rate of decomposition.

1) Quantities of faecal materials produced and their organic contents.

Quantities of faecal materials (faeces + pseudofaeces) produced varied seasonally. The average quantity of daily faecal production per oyster was 4 mg (dry weight) in June, which rapidly increased to a maximum of 240 mg in October and then gradually decreased to 80—100 mg during winter. From these data it was calculated that a single raft of oysters, 200 m^2, would produce about 19.3 metric tons (dry weight) of faecal materials during the 10-month-culture period, from June to April of the following year. As fouling organisms such as common mussels, ascidians, tube worms were attached to oyster shells, it would be over 20 metric tons if their faeces were added to oyster faeces.

The quantity of pseudofaeces produced was less than one quarter that of faeces. In the short term, little difference was found in the daily rates of faecal production. These phenomena were caused probably because the suspended matter was as little as 2—5 mg/*l*.

The organic contents of faeces and pseudofaeces were nearly equal. The total range of organic nitrogen was 0.3—3.1%, with the large majority of samples falling between 0.4 and 1.5%, and the range of organic carbon was 2.6—20.0%, but generally between 3 and 12%. C/N ratios were between 6 and 10. The organic nitrogen content of the suspended matter in the water that supplied these animals, in the range of 0.8—5.0%, was about twice as much as and positively correlated with that of faecal materials. The wide differences in the organic nitrogen contents between the suspended matter and faeces were due to digestion and absorption of the organic matter in the suspended matter retained by the gills of oysters. Pseudofaeces, which were formed by only collecting suspended particles and rejected as it was, also had less organic content than that of the suspended matter and it was probably the result of particle sorting after the solids were filtered from the seawater by the oyster gills. In fact, faeces contained a large quantity of phaeophytin, whereas pseudofaeces contained little, indicating that oysters preferably feed on micro-algal cells.

2) Dispersion of faecal materials from the rafts by the tidal currents.

The range of the dispersion of oyster faeces from a raft influences the deposition rate of the faecal materials on the bottom and the subsequent rates of decomposition of them.

The sinking rates of oyster faeces in quiescent water ranged from 0.4 to 1.7 cm/second. Larger faeces sank faster than smaller ones, but the faeces larger than

1.2 mm^2 (length x width) sank at approximately equal rates of 1.0 to 1.7 cm/second. There were no differences in the sinking rates at the temperature of 14°C and 26°C.

Oyster faecal materials were transported and deposited by the currents. Transportation by the currents was studied in the tank 10.6 m x 2.8 m x 0.7 m under various current velocities. The distance of transportation and deposition of faecal materials during settling (0.5 m) was within the range of 2 m at the current velocity of 1 cm/second, and at the current velocity of 2 cm/second was within the range of 5 m. At the velocity of 5.5 cm/second, the faecal materials were in a state of suspension and transported farther.

From these data, the average sinking rates were calculated deductively using Hagino's formula. At the current velocity of 1 cm/second the average sinking rate was 0.3 cm/second, and at the velocity from 2 cm/second to 5.5 cm/second 0.2 cm/second was obtained, which were much slower rate than that in the quiescent water.

At an oyster growing ground where water depth was eight meters and the maximum tidal current was approximately 5 cm/second, dispersion of the oyster faecal materials from the rafts, according to the results obtained by hanging sediment traps from a raft, was mainly within the range of approximately ten meters around the raft which had strings of seven meters. This range was very narrow compared with the value calculated using above mean sinking rate of the faecal materials.

However, as a raft (10 x 20 m) was moved bilaterally about 60–80 m by winds or tidal currents, a raft covered 7 to 9 times an area as large as itself, namely 1,400–1,800 m^2. A raft occupying an area about 10 times as large as itself, then the faecal materials were dispersed evenly in the oyster growing ground. In this case, yearly deposition rate of the faecal materials was estimated to be 1.1–1.4 g/cm^2, or laid approximately 3 cm deep.

3) Decomposition rates of the oyster faecal materials.

The rates and extents of the decomposition of the oyster faecal materials under aerobic decomposition were investigated. Fresh faecal materials were added to 1–2 liters of filtered sea water which was bubbled continuously with oxygen and was kept in the dark at the temperature of 10°C and 20°C.

The rate of decomposition was greatest in the first few days, then it fell gradually from a few days to 30 days, and thereafter it still slowed down over a longer period of time. The extent of the decomposition within 50–80 days reached from 30 to 50 per cent of the nitrogenous organic matter originally presented in the faecal materials. The difference between the decomposition rates at temperatures of 10°C and of 20°C were small. The rate of decomposition of the faecal materials varied in the different series. The range of the decomposition rates of the different faecal sources was much wider than that of the decomposition rates of the faeces by the different temperatures. This indicated that susceptibility of different faecal sources to decomposition differed much.

Degradation of phaeophytin proceeded rapidly at the beginning of the experiments and then it slowed down. The extent of the degradation was 55–75 per cent during 85 days originally presented at the start of the experiments.

Oxygen requirement of the faeces at the start of the experiment was enormously large as much as 9.6 m *l*/g/day, and it rapidly dropped to 1.9 m *l*/g/day in only three days.

The rates and extents of the decomposition of the oyster faecal materials under

anaerobic decomposition were also investigated. BOD bottles, about 300 m*l* capacity, containing fresh faecal materials were capped tightly and stored in the dark at the temperature of 10°C and 20°C. At the beginning of the experiments the decomposition rate proceeded rapidly and after about 20 days it slowed down. The extents of the decomposition over 50 days were from 20 to 25 per cent of the organic nitrogen originally presented in the faecal materials. The effect of temperature on the rate of the decomposition was small.

Oxygen consumption of the faecal materials at the beginning of the experiment was about 10 m*l* O_2/g/day and it decreased to about 5 m*l* O_2/g/day in three days and thereafter it continued at approximately the same level. The phaeophytin was slowly decomposed and the extents of the degradation during 100 days were 15 per cent at a temperature of 10°C and 35 per cent at 20°C. Higher temperatures accelerated the decomposition rates.

The decomposition rates of the faecal materials under anaerobic conditions were about half of that under aerobic decomposition. The oxydized layer of the sediment was only about 2 mm deep at the top of the surface, and as the oyster faecal materials were deposited at a much faster rate than the suspended solids, the faecal materials deposited would be burried from oxygenated layer to reduced layer before the full decomposition of the faecal materials had occurred. Therefore, the sediments of the oyster growing grounds would be richer in organic contents than that surrounding the growing ground.

II. Influence of oyster faecal materials on the sediment.

1) Characteristics of the sediments in and around the oyster growing grounds.

Core samples in and around oyster growing grounds were taken with styrol pipes, 8.0 cm diameter and 1 m long. They were pushed by Scuba diver's hands into mud to take undisturbed cores of mud. Core samples longer than 50 cm could be obtained. Core samples were brought into the laboratory for about an hour and then stored at −20°C.

The cores were sectioned and several different analysis were carried out. Values of measurements of the surface mud (0—2 cm) per gram of dry samples were as follows.

	in the growing ground	around the ground
COD	30—40 mg O_2	20—30 mg O_2
Organic carbon	〉20 mg	〈20 mg
Kjeldahl nitrogen	〉3 mg	〈2.5 mg
O_2 consumption	〉1 m*l*	〈0.5 m*l*
Total sulphide	〉1 mg S	〈1 mg S
Phaeo-pigments	〉100 μg	〈100 μg

In every item of analysis, the values in the growing ground were larger than that in areas surrounding the ground. This indicated that the sediments in the growing grounds were richer in organic matter owing to the deposition of the oyster faecal materials. This eutrophicated layer reached about 30 cm deep. The comparison of the contents of the organic matter in the surface layer of the sediments in the oyster grounds in Hiroshima Bay with that in other major oyster grounds in Japan showed that in Matsushima Bay, Miyagi Prefecture, the contents of the organic matter of the sediments were nearly as much as in Hiroshima Bay, and in Kesen-numa Bay, Miyagi Prefecture, it was much higher than in Hiroshima Bay, and in the pearl-oyster culture grounds in Ago Bay, Mie Prefecture, the eutro-

phic layer was shallower and the organic contents in the surface layer of the sediments was about the same or less than that in oyster grounds in Hiroshima Bay.

2) Surface mud oxygen consumption.

It was already shown that a larger part of the faecal materials was deposited on the oyster grounds and hence the sediments in the grounds contained much more organic matter than the sediments in the surrounding grounds. To clear the relationship between this sediment eutrophication and decrease in dissolved oxygen of the bottom water in summer, the sediment surface oxygen consumption was measured by means of the core method. The core samples were brought into the laboratory and overlying water was exchanged with filtered sea water and kept in the dark under the same temperatures as at the sampling places.

The values of the oxygen consumption in and around the growing ground was within the range of 4–9 mg $O_2/m^2/h$ throughout the year except in the summer season, and no relation was found between the values of the oxygen consumption and the organic contents of the surface mud. But, at higher temperatures (24°C) in August the values of the oxygen consumption around the growing ground rose to 23.8 mg and 30.0 mg in the ground.

The laboratory experiments of the surface mud oxygen consumption in relation to the water temperature revealed that between the temperatures of 10°C – 20°C, the oxygen consumption was about the same, but when the temperature rose from 20°C to 25°C, the oxygen consumption rapidly increased.

Thus, the values of the surface mud oxygen consumption in the growing grounds were higher and this seemed to cause the decrease in the dissolved oxygen at the bottom in summer.

3) Improvement of the sediments rich in organic matter by means of ploughing.

For the purpose of improving organic-rich sediments in the oyster growing grounds, the ploughing of the sea bottom by means of injecting high pressure water from nozzles was carried out and the effect of it on the acceleration of decomposing organic matter was measured.

There were no differences on Kjeldahl nitrogen contents and organic carbon contents of the sediments before and after the ploughing, but the total sulphide increased in some samples and the ammonium-nitrogen soluble out by shaking mud with the filtered sea water increased much.

The increase in the total sulphide after the ploughing might be caused by insufficient ploughing, so core samples about 50 cm long were collected using stylol pipes, 7.4 cm diameter and 1 m long, and the surface muds of 0–10 cm layer were turned over thoroughly by means of injecting air bubbles. The variation of the total sulphide was determined. In the results of it, an increase in sulphide was not found. Also this time, soluble ammonium-nitrogen increased after the ploughing. At the time of turning over muds, 8 μg N/cm^2 of ammonium-nitrogen was dissolved into the overlying water. When turning over the mud again two weeks later, about 16 μg N/cm^2 of ammonium-nitrogen was dissolved out.

From these results, a part of the sediment organic nitrogen might change into easily soluble nitrogen by means of ploughing or turning over muds. This nitrogen would dissolve gradually into the sea water, and this nitrogen would be set free by the second ploughing.

These results indicated that the decomposition of the sediment organic matter was accelerated by means of the ploughing or turning over the bottom mud.

目　　次

緒　言 …… 7

第1編　広島湾周辺におけるカキ生産量の動向とその背景 …… 11

第1章　広島湾周辺におけるカキ生産量の動向 …… 11

第2章　カキ筏養殖形態の変化 …… 17

第3章　広島湾の海水中底層溶存酸素量の推移 …… 19

第2編　マガキの排せつ物量とその分散・分解速度 …… 20

第1章　マガキの排せつ物 …… 20

第1節　マガキの排せつ物量 …… 21

第2節　マガキ排せつ物の有機物含量 …… 25

第2章　マガキ排せつ物の分散 …… 30

第1節　マガキ糞の沈降速度 …… 30

第2節　流速によるマガキ排せつ物の運搬 …… 32

第3節　カキ養殖漁場内のマガキ排せつ物の分散 …… 34

第3章　マガキ排せつ物の分解速度 …… 42

第1節　好気的条件下での分解速度 …… 42

第2節　嫌気的条件下での分解速度 …… 48

第3編　マガキ排せつ物の底質に及ぼす影響 …… 53

第1章　カキ養殖漁場内外の底質の性状 …… 53

第2章　カキ養殖漁場内外の底質表面酸素消費量 …… 68

第3章　海底耕うんによる底質の改善 …… 72

第1節　カキ養殖漁場の耕うんと底質性状の変化 …… 73

第2節　実験室的条件下における耕うんと底質性状の変化 …… 79

第4編　総括及び結語 …… 84

謝　辞 …… 86

文　献 …… 86

緒　　言

広島県におけるカキ養殖法は，大正末期までひび建養殖法が広く行われていて，広島湾周辺の干潟の大部分はひび建養殖漁場で占められていた。[71] 妹尾・堀[98]により考案されたカキの垂下養殖法が昭和初期に広島県にも導入され，これが普及して，特に広島湾では遠浅を利用した簡易垂下養殖法が盛んに行われるようになった。1940年頃には，簡易垂下養殖法によるカキの生産量がひび建養殖法によるものよりも多くなり，簡易垂下養殖の全盛時代となる。第二次世界大戦後，湾の出口を島に囲まれて風波が少なく，潮流もあまり強くなく，餌料豊富な広島湾に，次第にカキ筏が設置されるようになった。そして，1950年から1955年の間に，簡易垂下養殖法によるカキ生産量より筏垂下式によるものの方が多くなった。その後もカキ筏の増設が行われ，それに伴ってカキ生産量は急速に伸びてきた。こうして，広島湾周辺に一大カキ養殖漁場が形成され，1968年には，広島県のカキむき身生産量は34,000トンという最高の量となり，我国カキ生産量の7割余を占めるにいたった。このように，極めて良い環境にめぐまれ，順調に伸びてきていると思われた広島湾のカキ養殖にも，カキの成育低下が現われてきており，1971年以後のカキ生産量は約24,000トンと低迷している。

広島湾におけるカキの成育低下が最もよく現われているのは，1年生カキ養殖から2年生カキ養殖への移行であろう。1年生カキ養殖は1942－1943年頃から行われ始めた。その頃には，採苗した種苗をその年の9月に筏に垂下し，翌年の1～2月にはむき身販売できるほどの良い成育を示していた。しかし，成育が低下するにしたがって養殖期間が延び，4～5月頃の缶詰加工用カキの生産に向けられるようになった。それも次第に困難となり，カキの採苗時期が遅れてきたことも一因ではあるが，1965年頃をもって1年生カキの養殖は全く行われなくなった。現在では，すべて2年生カキ養殖となり，その2年生カキでも，十分な身入りができない年もみられるようになってきた。

従来我国では養殖漁場の高度利用に目が向けられ，自然界の持つ生産力とは無関係に，単位海面当りの生産量の増加のみが追求されてきた。その結果，施設数が無制限に増大し，またカキ *Crassostrea gigas*，アコヤガイ *Pinctada fucata* などの筏垂下養殖法は，水深20～30mまでの海面が利用でき，また海を立体的に利用するものとして推奨されてきた。その結果，海面は養殖筏で占有され，密殖状態となると同時に，同一養殖漁場の長年の使用により，多数の養殖貝類から出される排せつ物が海底に多量に堆積し，養殖漁場を悪化させるにいたる。広島湾でも，夏季の底層溶存酸素量が低下し，近年では無酸素に近い状態になる年も出現しており，養殖漁場の老化が進行していることを示している。このような漁場老化現象は，広島湾のカキ養殖漁場に限らず，他府県のカキ養殖漁場，またアコヤガイ養殖漁場でも認められている。また近年では，ハマチを中心とする魚類養殖場が，残餌，糞などによって漁場を悪化させ，大きな問題を投げかけている。これらの漁場老化に関する研究は，すでに各地で行われている。

カキ養殖漁場の老化問題に関連した研究としては，清石・富山[95]の研究が最初であろう。彼等は浜名湖の1939年のカキへい死原因調査を行い，底質硫化物量が1％以上，あるいは有機物量8％以上の所でカキのへい死が多発していることを見出した。この底質硫化物は，カキ養殖場の底質自身の悪化によるものとし

ながらも，陸から運ばれた有機物及び繁殖したプランクトンが堆積したための有機物の増加であるとし，カキ排せつ物によるものとは考えていないようである。

その後 ITO and IMAI[33]が，初めて漁場老化現象を具体的な形で取上げた。彼等は同一養殖漁場を長年使用するとカキの成育が低下すると述べている。この原因として，カキの老廃物が養殖漁場の海底に堆積し，底質は有機物に富むものとなり，硫化水素を多量に含むようになるという。この硫化水素がカキに毒作用を及ぼすと考えて，硫化水素の海水中濃度とカキの沪過水量との関係を調べ，海水中の硫化水素濃度が 0.1 ppm では沪過水量にほとんど影響を及ぼさないが，0.7 ppm では沪過が停止することを報告している。

その後も宮城県下のカキ養殖漁場内外の底質調査が行われ[26,27,38,75]，養殖漁場内の底質ではＣＯＤ，有機炭素量，有機窒素量などの有機物含量が高いことが報告されている。菅野・他[38]は，松島湾のカキ大量へい死原因を環境面から調査し，松島湾は水質底質ともに有機物に富み，カキへい死の現象は松島湾全域の老化現象の一側面であろうと述べている。松島湾のカキ養殖漁場周辺の底質硫化物量は 2 mg S/g 乾泥と多く[75]，気仙沼湾のそれは 4 mg S/g 乾泥以上の値にも達している[27]。しかし，松島湾の海水中溶存酸素量は夏でもかなり多く，工藤[48]は，松島湾の海水中硫化物量を調べ，2 μg/ℓ 以下の値が多く，底質中の量に比べると著しく少ないことを報告している。

広島湾においては，カキ養殖漁場が拡大を続け，これに伴なってカキ生産量が急激に増加していたので，1962年頃までは，漁場老化ということにはあまり関心が持たれていなかった。しかし，広島湾の一枝湾である海田湾では，1959年９月の調査で，底層溶存酸素量が低下しているのが認められた。海田湾奥は古くからのカキ養殖漁場であり，湾奥にはカキ筏が密に並んでいる状態であったが，ここには工場廃水，都市廃水も流入しており，この当時は，どちらかといえば，工場廃水の影響という考え方のほうが強かった。そして，1963～1964年頃から，夏季の底層は無酸素状態となり，1965年からは硫化水素によるカキへい死が発生するようになった[55]。広島湾で最も成育良好な五日市地先カキ養殖漁場での1961年の海況調査では，８月の底層溶存酸素量は，一般的に約 3 mℓ/ℓ，飽和度約60％であったが，一部の調査点で溶存酸素量 2.49 mℓ/ℓ，飽和度約50％という所がみられた。海田湾では水換りが悪いので底層の酸素量低下が起ると考えられていたが，開放的な地形である五日市沖でも，かなり酸素量が低下していることに注目されるようになった。その後も溶存酸素量の低下が進行していたため，その改善策として，1970～1971年に海底耕うんが実施された。1962～1965年には広島県下の主要カキ養殖漁場の底質調査が行われた[42]。乾泥１ｇ当りの量は，一般的に，酸素吸収量 1 mℓ 以下，硫化物量0.7mg以下，COD22以下，全窒素量2mg以下，有機炭素量25mg以下であるが，海田湾と広島市沿岸とのカキ養殖漁場では，これより高い値の所も多くみられる。

真珠養殖の盛んに行われている三重県英虞湾では，1956年においてすでに酸素欠乏によるアコヤガイのへい死が起り，大きな被害を受けている[88]。それ以後毎年のようにこの現象が観測されており，被害も続いている。こうしたことから，アコヤガイ養殖漁場の老化問題が取上げられ，研究が行われている。

上野[114]は，アコヤガイの異常へい死，漁場老化は，アコヤガイを中心とした食物連鎖ならびに物質循環の回転に異常が生じたためであると考えている。そして，物質循環の異常は盛夏の排せつ物の堆積と，これ

の嫌気化であるとみている。また，アコヤガイ排せつ物と植物プランクトン死屍との底質に及ぼす影響を研究し，湾奥ほど落下物がたまりやすく，湾口では落下物の底泥に及ぼす影響は少なくなり，下層での流失や分解が大きいと述べている。[115] ふん粒の沈降速度は6.5－7 m/day，植物プランクトンの沈降速度は停滞期にはゆるやかで，その他の時期には速く，季節的な差が認められると報告している。[116]

沢田・谷口[90]も，上野[114]と同じ考えであり，「真珠養殖漁場の老化現象は漁場内におけるアコヤガイを中心とした物質循環の異常によるもので，その異常は人為的な過密養殖の結果として起こる底泥の悪化である」とし，底泥の有機物量，全硫化物量，酸素消費量が老化漁場では，非老化漁場にくらべて高い値であることを報告している。またフェオフィチン量も老化度合を示す指標の1つであるとし[91]，有機物量40mg/g乾泥，フェオフィチン量約20μg/g乾泥が，漁場の利用度の限界を示す含有量ではないかと推定している。さらに，漁場底泥の有機物量と養殖密度との間に密接な関係のあるところから，漁場の汚染度を算出し，これから合理的な養殖収容密度は筏1台当り平均848m²であり，これが漁場内の物質循環が正常に行われる限界であるとしている。[93]

一方，太田はアコヤガイの排せつ物量について，摂餌機構との関連を求めながら，一連の研究を行っている。まず，排せつ物量の季節的変化を研究し[76]，冬季と春先を除き，海水中の懸濁物質の量的変動傾向と一致することを報告している。続いて，同一筏内における貝の垂下位置によるアコヤガイの排せつ物量の変化を研究し[77]，筏の中央部に垂下された貝の排せつ物量は，筏の周辺部に垂下された貝のそれより少ないことを報告している。さらに低比重[78]，流速[79]が排せつ物量の変化に及ぼす影響を研究している。

これまで述べてきた漁場老化に関する研究の歩みからわかるように，漁場老化現象は，まずカキ養殖漁場について取上げられ，研究されてきたが，排せつ物量，その沈降速度や分散，分解といった基礎的研究については，アコヤガイについて研究が進められてきたということができる。そして，漁場老化については，養殖貝類の排せつ物が海底に堆積し，堆積量が多いので十分に分解されないうちに還元層に埋め込まれ，底質は有機物含量が高くなり，それだけ物質循環から除外されることになる。その結果として，一つには，物質循環が不完全となるので基礎生産力が低下し，養殖貝類の餌料が不足し，成育低下を招くことになるという。今一つは，堆積した底質有機物が夏季に盛んに分解し，酸素を多量に消費するので，底層水中溶存酸素量の低下や無酸素化をひきおこし，また硫化水素を生成するようになり，これらが養殖貝類に大きな被害をもたらすことになるという，二つが考えられているようである。

外国のカキ養殖法は地播き式であり，それだけに排せつ物の堆積が問題となっている。排せつ物という形で，懸濁物が自然沈積量の数倍も多く沈積し，この中にカキが埋められてしまうことと[60]，それに伴なう還元泥の発達が注目せられている。[59] Haven and Morales-Alamo[23] はアメリカガキ *Crassostrea virginica* の排せつ物量を調査し，排せつ物の有機物含量が底質のそれより高く，排せつ物の沈積が底質有機物含量に及ぼす影響について論議している。また，カキ養殖場周辺の海水中微小懸濁物のうち，ふん粒の割合がかなり高いことを報告している。[24] 特殊な研究としては，カキの排せつ物を利用して多毛類を養殖しようとする試みもある。[109]

底質の悪化に対する改善策としては底泥の攪拌・耕うん，酸化鉄などの撒布[85,90,108,114]が多く行われている。[97,110,111] また

海水の交流をよくするための水中の障害物除去[92]や水中への通気[64,100]による酸素の補給，さらには輪作[102]など多くの方法が実施されている。しかし，その効果については，十分な調査が行われていないこともあって，有効と判定されているのは耕うん[90,114]，酸化鉄の撒布[97]である。

過去における研究結果から明らかなように，貝類排せつ物が漁場老化の主因をなしていると考えられる。同一養殖漁場で貝類養殖を永続的に行うためには，貝類排せつ物の海底への沈降堆積量を自然の分解量に見合った量，すなわち適正養殖規模に抑えることが必要である。しかし，養殖適正基準作成に関する研究は比較的少なく，この解明は貝類養殖にとり重要なものと考えられる。

貝類養殖の中でも，カキ養殖は筏の大きさ，1台の筏に垂下されている貝の数などからみて，他の貝類養殖より排せつ物による影響が大きいと考えられる。しかも，広島湾の水産的な海面利用はカキ養殖だけといってもよい状態であり，カキの排せつ物が養殖漁場に与える影響，ひいてはカキに及ぼす影響をみるためにも，最も良い研究の場である。そこで，広島湾のカキ養殖漁場について，カキ排せつ物の量，その分散，分解速度，さらに養殖漁場の底質に及ぼす影響などの基礎的研究を行ってきた。本報告は，これらの研究結果をとりまとめたものである。

第1編　広島湾周辺におけるカキ生産量の動向とその背景

広島県のカキ生産量は，第二次世界大戦後飛躍的に増加したが，これに伴ってカキの成育低下と夏季底層溶存酸素量の低下が次第に顕著になり，1970年以降，カキ生産量は減少，停滞するにいたった。この動向をみてみる。

第1章　広島湾周辺におけるカキ生産量の動向

広島県におけるカキ生産量が，カキ筏の増設により増加しはじめたのは第二次世界大戦後のことである。この傾向は図1からわかるように，1950年から年々生産量は飛躍的に増加している。途中，カキへい死の発生などにより一時的に減少する年はあるが，傾向としては，急激に生産量が増加していることが示されている。そして1968年には約19万トン（殻つき）と最高の生産量に達している。翌1969年から1971年にかけて減少し，12万トンにまで低下しているのは，1969年のカサネカンザシの大発生と，1970年には2回の台風の襲来により大きな被害を受けたためである。しかし，その後は，かつてのような生産量には回復せず，13万トン台にとどまっている。全国カキ生産量に対する広島県カキ生産量の割合は，1950－1955年には約35％であるが，1956年以後40％となり，1959年には50％，1966年には63％と，急速にその割合がふえ，1968年には実に71.0％に達した。その後の広島県のカキ生産量の減少で，その割合も減ったが，なお60％台を占めている。

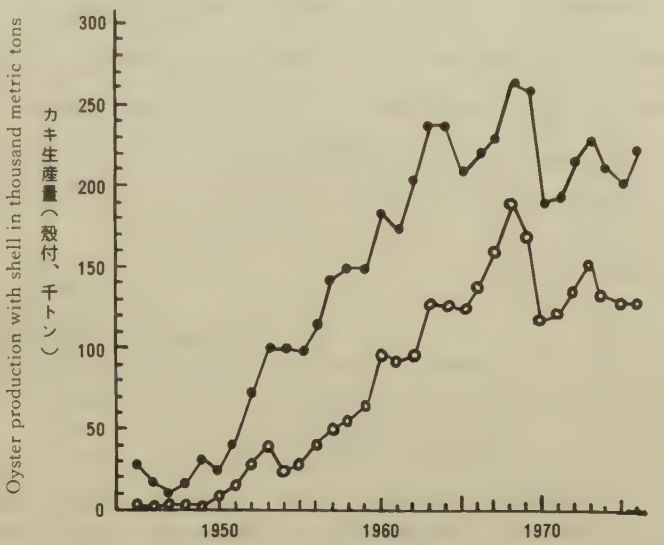


図1　全国及び広島県カキ生産量（殻付）：
●——● 全国，○——○ 広島県

Fig. 1. Oyster production in Japan and Hiroshima Prefecture.
●——●, Japan; ○——○, Hiroshima Prefecture.

FAOの資料による近年の世界におけるカキ生産量は年間70～90万トン（殻つき）であり，このうちアメリカが30～35万トンを占め，日本は約20万トンである。そして，我国カキ生産量の世界カキ生産量に占める割合は25～30％である。我国カキ生産量のうち60～70％が広島県の生産割合であるから，世界カキ生産量に占める広島県カキ生産量の割合は2割弱となる。

広島県内のカキ養殖は3水域で行われている。広島湾を中心とした西部海域，安芸津・安浦の中部海域，松永湾周辺の東部海域である。この海域別カキ生産量をまとめたのが表1である。このうち，東部海域は水深の浅い松永湾を中心にしており，杭打養殖が主体であり，生産量は多い年でも200トンにすぎない。しかも次第にノリ養殖に転換しつつあり，生産量は減少の傾向にある。広島県生産量に占める割合も，

1955年頃には2％程度であったが，次第に少なくなり，1971年以来僅かに0.1％と少なくなっている。

中部海域は筏養殖が行われているが，三津湾に限られている。三津湾の外は深く，流速も速くて筏の設置が困難である。そのため生産量は1,500～2,000トンと，あまり変化がなく，本県生産量に占める割合は約6％である。

西部海域でのカキ生産量は，広島県カキ生産量の約94％を占めている。この海域を宮島，能美島，江田島より北の広島湾北部と，これらの島部沿岸とに分けると，両海域とも生産量の増加が著しいが，特に広島湾島部海域の生産増が顕著であり，広島県生産量に占める割合も，1955年頃の7－8％から，1966年には20％を越え，1969年には30％を占めるにいたっている。このように，カキ養殖漁場は広島湾北部から，次第に島部沿岸へと拡大してきていることを示している。ここで生産地というのは，むき身処理された所

表1　広島県地区別カキ剥身生産量とその割合

Table 1.　Oyster production without shell by area and their percentage.

年 Year	カキ生産量※（トン） Oyster production (metric tons)					生産割合（％） Percentage			
	広島湾北部 Northern Hiroshima Bay	広島湾島部 Islands in Hiroshima Bay	三津湾 Mitsu Bay	松永湾 Matsunaga Bay	合計 Total	広島湾北部 Northern Hiroshima Bay	広島湾島部 Islands in Hiroshima Bay	三津湾 Mitsu Bay	松永湾 Matsunaga Bay
1954	3,996	403	188	107	4,695	85.1	8.6	4.0	2.3
1955	5,813	478	465	104	6,863	84.7	7.0	6.8	1.5
1956	6,432	819	600	159	8,025	80.1	10.2	7.5	2.0
1957	8,142	1,066	594	169	9,985	81.5	10.7	5.9	1.7
1958	9,360	948	727	212	11,255	83.2	8.4	6.5	1.9
1959	13,032	1,661	1,379	199	16,272	80.1	10.2	8.5	1.2
1960	10,658	1,957	1,186	137	13,938	76.5	14.0	8.5	1.0
1961	10,412	1,928	1,036	150	13,525	77.0	14.3	7.7	1.1
1962	15,075	3,407	1,597	179	20,258	74.4	16.8	7.9	0.9
1963	14,001	3,989	1,922	130	20,042	69.9	19.9	9.6	0.6
1964	13,911	3,427	2,352	208	19,898	69.9	17.2	11.8	1.0
1965	16,710	4,964	3,148	233	25,054	66.7	19.8	12.6	0.9
1966	19,474	6,242	1,825	223	27,764	70.1	22.5	6.6	0.8
1967	20,335	7,583	2,091	171	30,180	67.4	25.1	6.9	0.6
1968	20,687	9,406	1,608	125	31,826	65.0	29.6	5.0	0.4
1969	10,933	5,857	1,191	42	18,022	60.7	32.5	6.6	0.2
1970	11,008	5,599	687	35	17,329	63.5	32.3	4.0	0.2
1971	16,031	8,306	1,531	27	25,895	61.9	32.1	5.9	0.1
1972	13,492	7,993	1,623	20	23,127	58.3	34.6	7.0	0.1

※　生産量は7月～翌年6月．　Production is from July to June the following year.

図2(B) 広島湾カキいかだ養殖漁場図(1958年)

Fig. 2 (B). Oyster raft-culture grounds in Hiroshima Bay in 1958.

図2(A) 広島湾カキいかだ養殖漁場図(1952年)

Fig. 2 (A). Oyster raft-culture grounds in Hiroshima Bay in 1952.

図2（C） 広島湾カキいかだ養殖漁場図（1964年）

Fig. 2 (C) Oyster raft-culture grounds in Hiroshima Bay in 1964.

図2（D） 広島湾カキいかだ養殖漁場図（1969年）

Fig. 2 (D) Oyster raft-culture grounds in Hiroshima Bay in 1969.

図2（E）広島湾カキいかだ養殖漁場図（1974年）
Fig. 2 (E)　Oyster raft-culture grounds in Hiroshima Bay in 1974.

という意味である。したがって，島部沿岸へと進出している広島湾北部の養殖業者のむき身生産量は，すべて広島湾北部での生産量として集計されている。このことを考慮すると，広島湾島部沿岸での実際の養殖量は統計数値をかなり上まわっているものと考えられる。

このように，広島県は全国カキ生産量の6～7割を占めているが，その約94%を広島湾とその周辺島部海域で生産しており，特に広島湾島部海域での生産増加が著しい。

広島湾周辺海域におけるカキ筏養殖漁場の拡大状況をみると（図2），1952年には大部分の筏が海田湾内に設置されている。この頃の筏は106㎡と小さく，約130台が設置されていた。1958年になると，島部周辺に養殖漁場が拡大している。これは台風の被害を恐れたためであり，できるだけ風波の影響の少ない所が選ばれている。ただ，五日市沖に1カ所だけ，風波を強く受ける所に養殖漁場が設置されている。この年以来，広島湾北部海域に筏養殖漁場が急速に設置され，1964年には五日市，廿日市地先海面に多くの養殖漁場が設置され，また島部周辺の養殖漁場もふえている。1969年には，これら養殖漁場の拡張が行われ，1974年になると，島部周辺へと養殖漁場の増設が行われた。このようにして，広島湾内の筏養殖漁場は，1958年以降急速に設置されたものであることがわかる。

広島県におけるカキ養殖法は，第二次世界大戦後の1950年頃までは，広島市周辺の遠浅を利用した簡易垂下養殖法が盛んに行われていた。筏養殖は海田湾内で主として行われていただけである。1953年になる

と，筏養殖が飛躍的に伸びてきて，全生産量の50%を占めるようになった。簡易垂下養殖は1958年頃まで盛んに行われていたが，埋立による漁場消失，筏養殖への転換により次第に減ってきた（表2）。ただ，1959年から生産量が急に少なくなっているのは統計上の理由によるものと思われる。すなわち簡易垂下養殖法で養殖しておき，身入りを筏で行って取揚げたものは，筏養殖として集計されたためであると考えられる。

表2　養殖方法別カキ生産量（生肉重量，トン）※

Table 2.　Oyster production without shell by methods of culture in metric tons.※

年 Year	筏養殖 Raft method	簡易垂下 Rack method	簀建養殖 Bamboo method	地蒔養殖 Sowing culture	合計 Total	筏台数 No. of rafts
1953	2,129	1,647	61	286	4,127	
1954	2,876	1,530	45	256	4,706	1,339
1955	4,590	2,015	46	229	6,879	2,276
1956	6,048	1,624	33	338	8,044	2,715
1957	8,097	1,530	34	324	9,985	3,465
1958	9,422	1,467	39	326	11,255	3,787
1959	15,593	466	9	204	16,272	4,132
1960	13,468	307	6	158	13,938	5,163
1961	13,190	199	5	131	13,525	6,915
1962	19,829	298	7	124	20,258	7,024
1963	19,553	406	7	75	20,042	8,230
1964	19,449	302	9	138	19,898	7,804
1965	24,536	342	45	130	25,054	8,266
1966	27,500	140	16	108	27,764	8,761
1967					30,180	10,468
1968					30,576	10,962
1969					18,022	11,020
1970					17,329	9,805
1971					25,895	9,946
1972					23,127	9,723
1973					23,952	9,961
1974					23,296	9,601
1975					22,692	9,289

※　期間は養殖年（7月～翌年6月）による。　Production is from July to June the following year.

こうして筏養殖に主体が置かれるようになった。広島県むき身カキ生産量に対する筏養殖によるカキ生産量の割合は，1953年には51.8%，1954年61.1%，1955年66.7%と急速にその割合が増加し，1960年には96.6%を占めるようになり，それ以後実質的に筏養殖でカキの生産が行われているとみることができる。筏台数は，1954年以来着実に増加し，生産の増加を支えてきた。1958年からの急激な筏養殖漁場の拡大により，1959年まで年間350～500台増加していたものが，1960～1961年には，両年とも1,000台増設されている。しかし，広島県の調査では1959年5,128台，1960年7,001台となっており，統計値に比べて著しく多くの筏が存在していた。こうして，1967年には1万台を突破し，1969年には11,000台に達しているが，

カサネカンザシと台風の被害を受けて，1970年以来筏台数は約9,800台にまで減っている。

このようにして，広島湾周辺の狭い海域だけで，筏養殖法によって世界カキ生産量の2割弱の生産を挙げている。このことは，それだけ密殖であることを意味しており，密殖に伴なうカキ排せつ物の海底への堆積によって，漁場老化現象が生じてくるのは当然であると言うことができよう。

第2章　カキ筏養殖形態の変化

カキ養殖漁場を初めて使用したときには，カキの成育は良好であるが，同一養殖漁場を長年使用していると，カキの成育が低下してくることは一般的に認められているところである。佐藤[86]は，各地のカキ養殖漁場について，筏台数，総生産量の推移を検討し，各養殖漁場のカキ総生産量はあまり変らないが，筏台数は次第に増加し，筏1台当りの生産量は少なくなり，カキ品質の低下をきたすことを述べている。そして，広島のカキについても言及し，1963年までの検討結果では，筏台数の増加に伴なってカキの総生産量は増加しており，筏1台当りの生産量は減っていないことから，広島湾の生産力が大きくて，まだその限界に達していないものとみている。

1963年以後においても，広島県におけるカキの生産量は増加を続けたことから，まだ筏台数をふやし，生産量を増加させることは可能であるという考え方が一般的であったといえる。しかし，1958年までの筏1台の面積は113㎡，1959年以後は165㎡を標準の大きさとして筏台数が換算されているので，筏1台当りの生産量では比較することができない。それで，筏の面積100㎡当りのカキ生産量として比較すると，図3に示したように，次第に生産量が減少してきていることが認められる。1959－1960年の筏台数は，実際に設置されている筏台数より少ないと考えられるので，筏の面積100㎡当りのカキ生産量も，この図に示した値より低くなると考えられるが，1959年までの筏の面積100㎡当りのカキ生産量は約2トンである。その後1968年までは約1.6トン，そして近年は約1.4トンとなっている。

このようなカキの成育低下が，養殖上に最もよく現われているのが一年生カキ養殖から二年生カキ養殖への移行である。広島県では7月中に採苗され，約1カ月間そのまま採苗棚に置いた後，筏に垂下，養殖

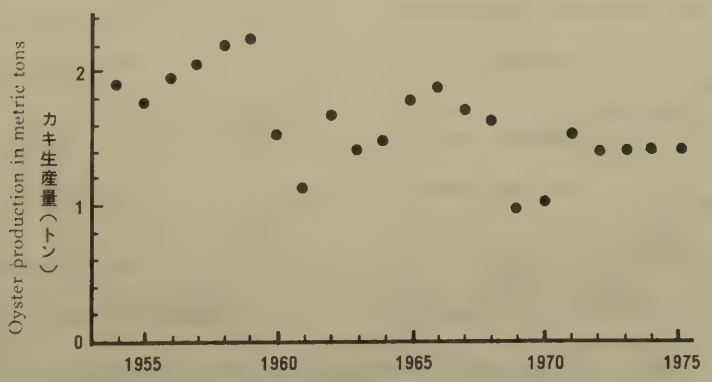


図3　いかだの面積100㎡当りカキ生産量

Fig. 3.　Oyster production in 100 m^2 of rafts.

すると，翌年の1月頃からむき身販売できる大きさになった。このカキは採苗後1年以内に出荷されるので一年生カキと呼ばれていた。7月に採苗したものを抑制し，翌年の10月頃から出荷する，他県で普通に行われている養殖方法は二年生カキ養殖と呼ばれている。一年生カキ養殖は1942年に始まり[29]，それ以来へい死が少ないこと，抑制費用が必要でないこと，短期間の養殖で出荷できること，付着器1枚当りのカキ付着数が多く筏1台当りのカキ生産量が大きいことなどの理由から，1月以後の出荷は次第に一年生カキで行われるようになり，全養殖量のうち一年生カキ養殖の占める割合は70～80%にも及んだ。しかし，カキの成育が低下するようになってくると養殖期間が延び，一年生カキの出荷は2～3月頃から行われるようになり，さらに3～6月の缶詰用カキの出荷に向けられることになり，一般市場向けには二年生カキが主体を占めるようになってきた。1963年に広島県水産試験場が，広島県下カキ養殖経営体の約1/10にあたる64経営体を聞取り調査した結果では，一年生カキの養殖割合は平均63%であった。それから2年後の1965年に漁業協同組合が調査し集計した結果によると，一年生カキの養殖割合は32%に激減していた。そして，年々10%程度二年生カキ養殖がふえていることが指摘された。両年とも調査が行われた地区での一年生カキの養殖割合を表3に示した。いずれの地区でも，一年生カキが著しく減っているのが認められる。1963－1965年頃は広島県のカキ生産量が著しく増加していた頃であるが，その反面では，カキの成育低下が顕著になってきていたわけである。こうして，1970年には広島県における一年生カキ養殖は事

表3　一年生カキ養殖筏の割合（%）

Table 3. Percentage of one-year oyster cultures to total oyster cultures

地　区	Districts	1963	1965
大　野	Ôno	80	30
地御前	Jigozen	64	40
五日市	Itsukaichi	58	40
草　津	Kusatsu	71	30
江　波	Eba	87	60
淵　崎	Fuchizaki	51	40
矢　野	Yano	40	20
坂	Saka	34	20
音　戸	Ondo	59	20

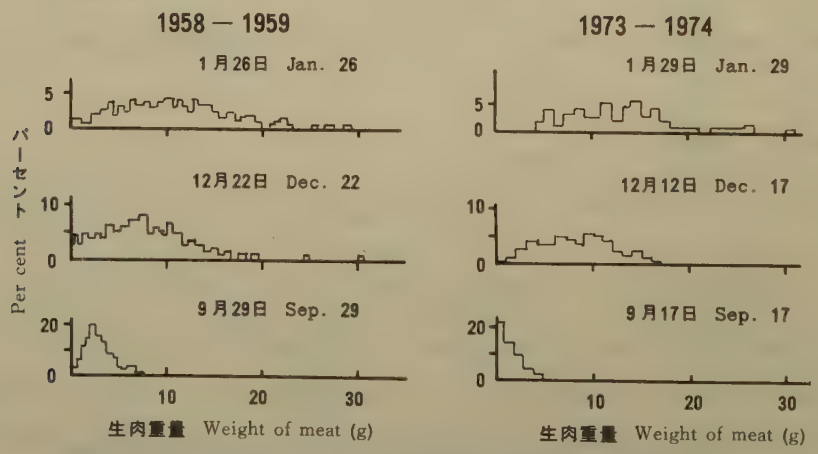


図4　二年生カキの成長と生肉重量の分布（広島県五日市町地先）

Fig. 4. Histograms showing growth of the Japanese oyster, *Crassostrea gigas*, (two-year oyster) at Itsukaichi, Hiroshima Prefecture.

実上消滅したものとみられる。

また，1960年頃には付着器1枚当り稚貝が80～100個付着した種苗が用いられていたが，それでもカキは十分に成育することができ，付着器の間隔をとっている約20cmの長さの竹管が，大きく成長したカキで見えぬほどであった。カキの成育が低下するにしたがって，付着器へのカキ稚貝付着数の少ないものが用いられるようになってきた。

このことは，カキの成育を生肉重量分布からみれば明らかとなる。近年は二年生カキしか養殖されていないので，二年生カキの成育で比較した。1958－1959年の調査では，9月末の生肉重量は7g以下である。これが成育し，12月22日には20g，1月26日には30gにまで成育しているカキがみられる。しかし，1～2gの小さなカキも残っている。1973－1974年の調査では，9月17日に5g以下であり，12月12日には大きな個体は17g，1月29日には30gにまで成長しており，この点では1958－1959年とあまり差はない。しかし，12月12日では1～2gの小さなカキは少なく，1月29日になると4g以下のカキはみられなくなる。このように，成育の良好な頃には小さなカキも生き残っているが，近年になると，小数の大きなカキだけが成育しているのがわかる。

第3章　広島湾の海水中底層溶存酸素量の推移

近年広島湾の夏季底層溶存酸素量が低下し，下層のカキが死滅する恐れがあるので，この期間筏は島部周辺の養殖漁場に移されている。

広島湾内の溶存酸素量について，断片的な調査は行われているが，長期間にわたる定点観測は行われていないので，いつ頃から広島湾における底層の溶存酸素量が低下し始めたのかは明確ではない。しかし，広島湾内では随時各種の調査が行われており，特に五日市沖では，広島県下で最も成育の良好なカキ養殖漁場として調査が重ねられ，データが比較的揃っているので，五日市沖での値を用いることにした。調査が行われた年における夏季底層溶存酸素量の最低値を示したのが図5である。この図からわかる通り，1960年までは約4mℓ/ℓであり，この値がカキ筏が設置されていないときの広島湾における底層溶存酸素量と考

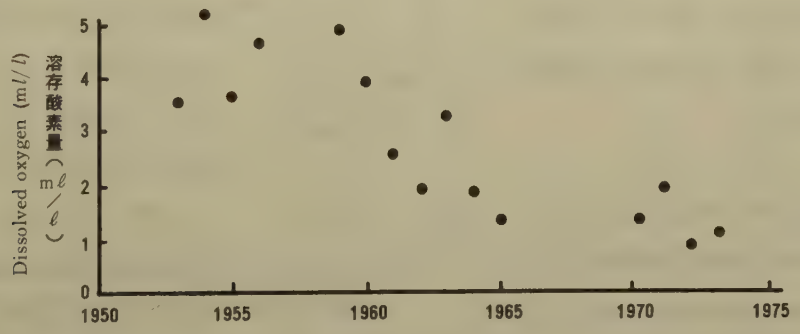


図5　広島湾五日市地先カキ養殖漁場における夏季底層溶存酸素量の変化

Fig. 5. Variation of the dissolved oxygen in summer at the bottom of the oyster raft-culture grounds at Itsukaichi in Hiroshima Bay.

えられる。1960年から1965年までの間に溶存酸素量は急激に低下し，それ以後は約1mℓ/ℓの値となっている。この急激に溶存酸素量が低下している時期は，丁度カキ筏が急速に五日市沖に設置されている頃であり（図2），カキ筏の設置がすぐに底層溶存酸素量の低下となって現われているわけであり，その反応が速いのには驚かされるが，このことはまた，密にカキ筏を設置しすぎた結果であるともいえよう。1970年から1976年までの夏季を中心とした溶存酸素量の垂直分布を図6に示した。年による変化が大きく，1971年，1976年は底層でも1mℓ/ℓ以上の酸素量があるが，その他の年はいずれも1mℓ/ℓ以下の値が出現しており，特に1970年と1975年との底層溶存酸素量の低下が著しい。広島湾北部水域のうちでも，北西部沿岸における溶存酸素量の低下が著しいので，北西部沿岸のカキ養殖漁場での夏季における筏台数は年々少なくなりつつあったが，1975年の著しい酸素量の低下によって，少し残っていたカキ筏も島部周辺に避難した。それ以来，北西部沿岸では，夏季にカキ筏は1台もみられなくなった。

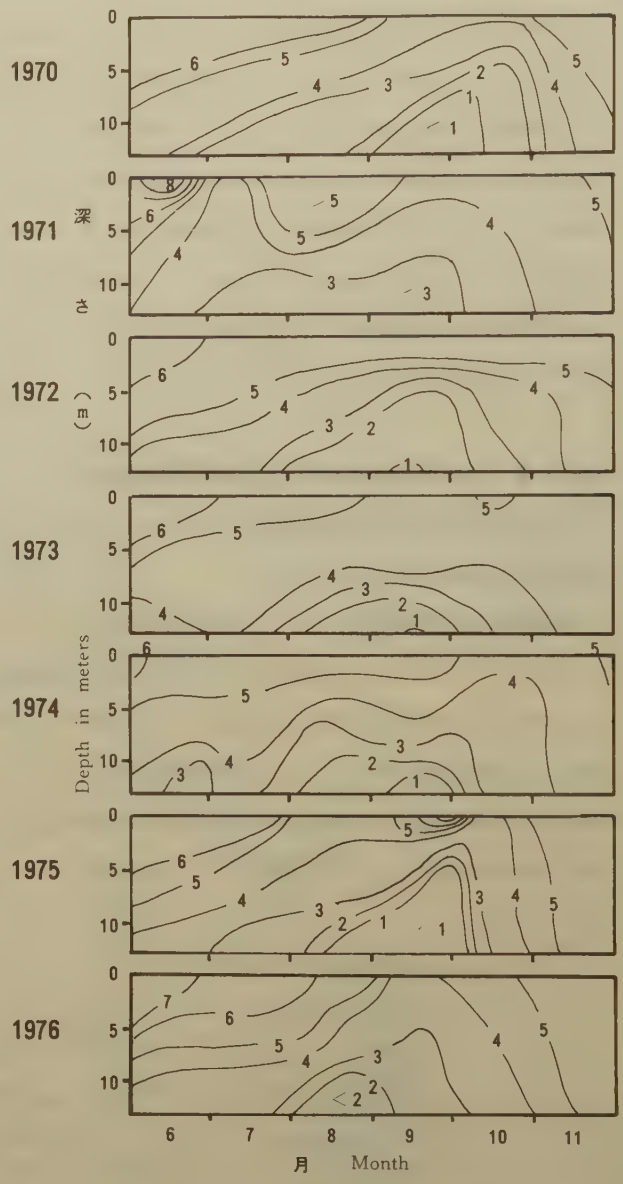


図6　広島湾五日市地先カキ養殖漁場における溶存酸素量の垂直分布（mℓ/ℓ）（広島市役所水産課調査）

Fig. 6. Vertical distribution of the dissolved oxygen (ml/l) at the oyster raft-culture grounds at Itsukaichi in Hiroshima Bay. (Observed by Section of Fisheries, Hiroshima City)

第2編　マガキの排せつ物量とその分散・分解速度

カキ養殖漁場における漁場老化現象は，マガキ排せつ物による底質の悪化によるものと考えられている。そのため，まず，マガキの排せつ物量，その分散，分解速度について研究した。

第1章　マガキの排せつ物

マガキの排せつ物量とその季節的変化，及び排せつ物の有機物含量を研究したので，その結果を述べる。

第1節　マガキの排せつ物量[50)]

マガキの排せつ物量に関する研究は ITO and IMAI[33)] の冬季における研究があるのみであり，年間のマガキの排せつ物量を推定することはできないので，排せつ物量の季節的変化について研究を行った。

実　験　方　法

調査は1968年8月から1971年4月まで，4回にわたって行った。1968～1969年は広島県佐伯郡宮島町地先カキ養殖場で，1969～1970年は広島県安芸郡音戸町，広島県水産試験場前のカキ養殖場で調査した。宮島養殖場では養殖場に調査船を係留して船上で，音戸養殖場では水産試験場の桟橋上に採糞器を置き，イワキラボポンプLP－60で2m層から連続採水し，すぐに採糞器に注水した。

供試マガキは，1968年の調査では，養殖場に垂下養殖されているマガキを任意に採集して用いた。1969年以後の調査では，各年の6月に，抑制種苗を調査養殖場の筏に数連垂下し，調査毎に1連ずつ取り上げた。このうち，平均殻高に近いもの6～10個を選び，殻を洗って付着物を取り除いて採糞器に入れ，実験を行った。宮島養殖場では，採糞器に入れた後，開殻し，排せつ物を出すようになってから24時間の排せつ物を採集した。音戸養殖場では，採糞器に入れて24時間静置し，その後24時間の排せつ物を採集した。

採糞器はHAVEN and MORALES-

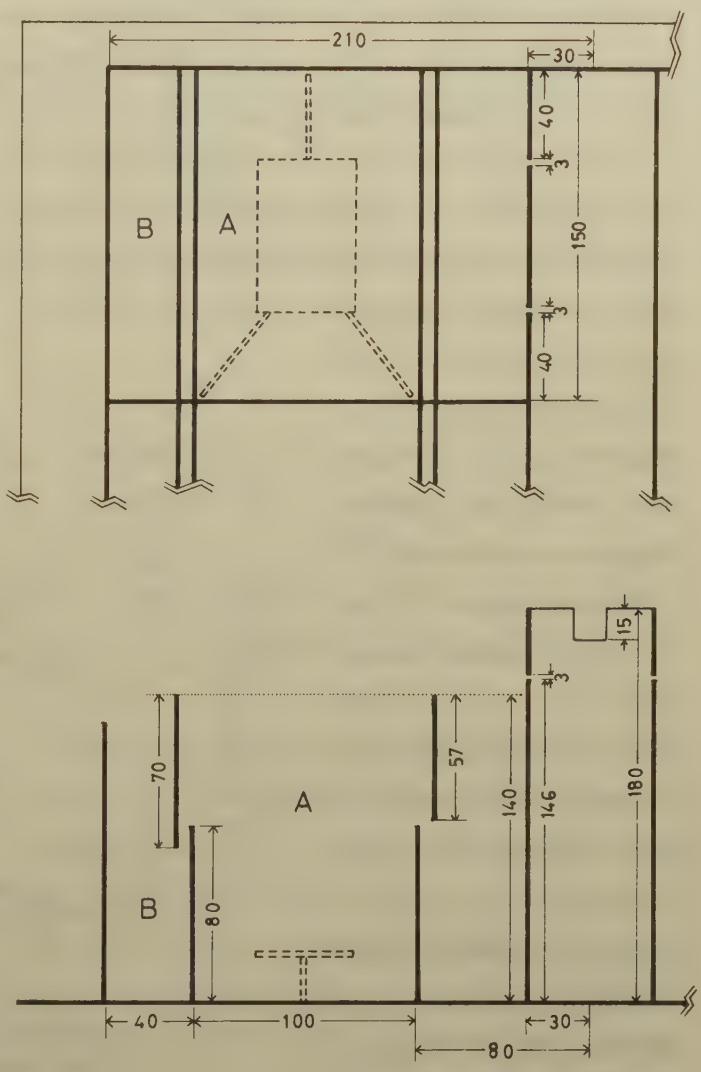


図7　採ふん器の個室の構造（長さはmm）．上、上面図：下、断面図。

Fig. 7.　A compartment of the unit showing arrangement of baffles: upper, top view; lower, cross section. Measurements are in mm.

A LAMO[22]が考案した装置を改良したものを使用した。その構造は中央に注水室があり，その両側に3個ずつ，計6個の個室をもうけてある。個室の構造は図7に示したように，15×10cmと大きくして大きなマガキも収容できるようにし，1ℓ/minの割合で注水した。糞と擬糞は分けて，数時間おきにピペットで採集し，直ちにホルマリンで固定した。これを静置し，上澄海水を傾瀉する。残った排せつ物に蒸溜水を静かに加えて静置し，再び上澄液を傾瀉する。これを繰返して脱塩し，50℃で乾燥の後重量を測定した。

結　　果

排せつ物量の季節的変化　4回の調査結果は図8にまとめて示した。1969年はカサネカンザシ*Hydroides norvegica*の大発生[3]とムカシウミミドリムシ*Hemieutreptia antiqua*による赤潮[41]の影響を受けて，マガキの成育が極めて悪い状態であった。12月に宮島養殖場では殻高6cm，音戸養殖場では5cmと，いずれも小さい。このため，夏以後の糞量は著しく少ない結果となっている。また1968年の調査は，垂下養殖されているマガキを任意に採集して用いたので，調査毎に種苗や筏への垂下時期の異なったマガキを用いることとなった。このため，8月と10月には殻高が各々6cm，7.5cmと，広島湾の標準的成長より殻高が大きなマガキを用いており，それだけ糞量も多い結果となっている。これらの点を考慮に入れて比較してみると，宮島，音戸両養殖場での糞量には大きな差がないことがわかる。ただ冬季には，宮島では減少し続ける傾向が認められるのに対して，音戸ではほぼ同じ量で推移している。季節的変化をみると，夏の高水温期を過ぎた10・11月（水温約20℃）に最も高い値を示している。

擬糞の量は糞の量に比べてかなり少なく，また調査毎の擬糞量の変化が大きい。しかし，10月頃にはやはり多くなる傾向がある。また1969年の，マガキの成育の悪いときでも，擬糞の量は他の年の量とあまり変っていない。

図8から各月の糞量と擬糞量の平均値を出し，表5に示した。糞量と擬糞量とを合計した排せつ物量の変化をみると，6～7月にはマガキも小さく，マガキ1個1日当り10～20mgと少ないが，8月頃になるとふえてくる。そして10・

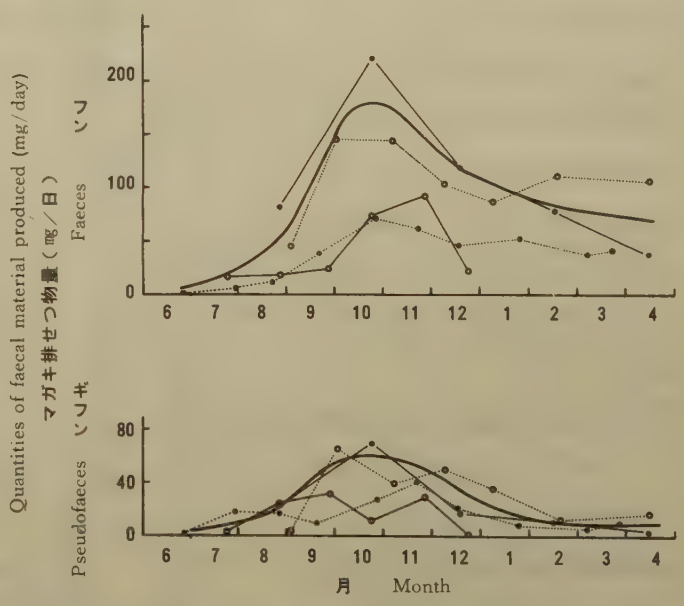


図8　マガキ排せつ物量の季節的変化。●——● 宮島（1968－1969），○——○ 宮島（1969－1970），●-----● 音戸（1969－1970），○-----○ 音戸（1970－1971）.

Fig. 8. Seasonal rates of faecal production for the Japanese oyster. ●——● At Miyajima in 1968-1969, ○——○ at Miyajima in 1969-1970, ●-----● at Ondo in 1969-1970, ○-----○ at Ondo in 1970-1971.

11月には240mgに達し，その後再び減少して，冬には80mg程度の値を示す。

排せつ物量の日変化　排せつ物量の日変化をみるため，1969年10月と1973年3月の2回，4～5日間連続して排せつ物量の調査を行った。結果は表4に示したように，10月の5日間にわたる調査で，24時間毎のマガキ1個当り平均排せつ物量は最高100.2mg，最低79.3mg，平均87.6mgという値を示し，日変化は小さかった。3月の4日間にわたる調査でも，24時間毎のマガキ1個当り平均排せつ物量は最高138.4mg，最低103.6mg，平均127.5mgという値を示し，日変化は小さかった。

表4　マガキ排せつ物量の日変化（mg/日）

Table 4.　Mean daily rates of faecal materials produced by the Japanese oyster (mg/day)

1969年10月		Oct. 1969 26	27	28	29	30
ふん	Faeces	72.4	69.2	64.0	63.4	73.6
ぎふん	Pseudofaeces	27.8	18.0	15.3	18.1	16.0
計	Sum	100.2	87.2	79.3	81.5	89.6
1973年3月		Mar. 1973 12	13	14	15	
ふん	Faeces	97.4	111.1	109.8	106.9	
ぎふん	Pseudofaeces	6.2	27.3	27.5	23.6	
計	Sum	103.6	138.4	137.3	130.5	

考　　察

マガキの排せつ物量を調べたのはITO and IMAI[33]が最初であり，冬に90gのカキで1日当り0.03g（乾燥重量）の排せつ物量を出すと述べている。これは最低値であろうとしているが，これから計算すると，60m²の筏1台当り年間の総排せつ物量は0.6～1.0トンに達し，これが養殖場底質を汚染し，カキの成育を低下させる一因であるとしている。LUND[59,60]も，地まき養殖で，排せつ物によりカキが埋没し，また底質の還元状態の発達が促がされるとして，アメリカガキの排せつ物量を調べ，1日1個当り500～700mg（乾燥重量）という大きな値を得ている。

広島湾のマガキでは，垂下当初の6～7月は排せつ物量が少ないが，急速にふえ，10月には最も多くなり，1日に糞約180mg，擬糞は約60mg，計240mgに達する。その後次第に減少し，冬季には約80mgになるという季節的変化を示す。HAVEN and MORALES-ALAMO[23]はアメリカガキで，5月から10月までの排せつ物量を調査している。この期間のカキ1個1週間当りの排せつ物量は平均1.62gで，9月に最も多く，最高3.92gに達するという。これをカキ1個1日当りになおすと，平均270mg，最高560mgという値になる。このアメリカガキの大きさは，今回調査したマガキとほぼ同じなので，マガキより排せつ物量はかなり多いといえる。しかし，調査したYork River（アメリカ，バージニア州）のセストン量は5～15mg/ℓであり，広島湾の2～3mg/ℓより著しく多いので，アメリカガキの排せつ物量は多くなっているのであろう。

海水中の懸濁物量とカキの懸濁物捕捉量との関係は，懸濁物量が約10mg/ℓまでの濃度であれば，懸濁物濃度が高くなるほど捕捉量は増加する[8]。これより懸濁物濃度が高くなると沪過水量が減少するようになり[8,57,58,62]，

さらに濃度が高くなると沪過水量は停止するようになる。[57,58] York River での懸濁物量は，まだ沪過水量に影響するほどの高い濃度にはなっていないと考えられる。カキの懸濁物捕捉下限粒子の大きさから[25,36,52]考えて，1−3μ 以上の粒子を懸濁物量とした場合，約10mg/ℓ 以下の濃度範囲であれば，カキの懸濁物捕捉量Vは次式で求められる。[54]

$$V\,(mg/day) = 懸濁物量\,(mg/\ell) \times 間接法沪過水量\,(\ell/h) \times 24$$

この捕捉量の80～90%が排せつ物として排出される。したがって，懸濁物量が多いと，それだけ排せつ物量がふえる結果になる。

懸濁物量がカキの沪過水量に影響を与えないような濃度範囲でも，懸濁物量が多くなると糞の量はかわらないが擬糞の量はふえてくる。[8] 広島湾での今回の研究では，擬糞の量は糞の量の1/3～1/8であるが，York River での調査では擬糞が多く，排せつ物量の約半分を占める結果になっているのは，York River の懸濁物量が多いためと考えられる。

HAVEN and MORALES-ALAMO[23] は排せつ物量の日変化が大きいことを報告しているが，今回の広島湾での実験では，排せつ物量の日変化は極めて少ない。これは，York River での懸濁物量が多く，しかもその変動が大きいためと考えられる。アコヤガイの排せつ物量についても，太田[76]，佐藤・他[87]は日変化が大きいことを述べているが，この排せつ物の採集にはプランクトンネットを用いており，採集法による変動も影響していると考えられる。

今回の調査結果から，カキ筏1台1日当りの各月の平均排せつ物量を推算すると表5のようになる。こ

表5　1いかだ当り月別平均マガキ排せつ物量
Table 5.　Mean monthly rates of faecal production for an oyster raft

	排せつ物量（mg/カキ/日） Faecal materials produced (mg/oyster/day)			付着器のカキ付着数 No. of oysters attached on a cultch	1筏のカキ※個体数（×10^4） No. of oysters※ per raft (×10^4)	1筏当り1日の排せつ物量 Daily faecal production per raft (Kg)
	ふん Faeces	ぎふん Pseudofaeces	計 Sum			
6月 Jun.	2	0.5	2.5	40	96.0	2.4
7月 Jul.	14	6	20	35	84.0	16.8
8月 Aug.	41	16	57	30	72.0	41.0
9月 Sep.	102	38	140	27	64.8	90.7
10月 Oct.	174	59	233	24	57.6	134.2
11月 Nov.	166	56	222	22	52.8	117.2
12月 Dec.	120	35	155	20	48.0	74.4
1月 Jan.	98	21	119	19	45.6	54.3
2月 Feb.	84	12	96	18	43.2	41.5
3月 Mar.	76	9	85	18	43.2	36.7
4月 Apr.	70	9	79	18	43.2	34.1
合計 Sum total			1208.5			643.3

※　1筏に600本垂下され，各1本に40枚の付着器を通す。
A raft has 600 strings, each string has 40 cultches.

れからみてわかるように，6月～翌年4月の垂下養殖期間に出される排せつ物量は19.3トン（乾燥重量）と推定される。垂下養殖されているマガキにはムラサキイガイ，ホヤなどが付着しており，これら付着生物の排せつ物量はマガキより少ないが[49]，この排せつ物量も加えると，総排せつ物量は20トン以上になるものと推定される。沢田・谷口[89]は太田[76]のアコヤガイ糞量の季節的変化から，垂下期間（4～11月）の筏1台当り糞量は約37kg（乾燥重量）と推定している。佐藤・他[87]の調査では，太田[76]の調査による量より多いが，これを考慮しても，マガキ筏1台当りのそれに比べると著しく少ない。アコヤガイ養殖筏は35.2m²で，広島のカキ筏は約200m²と，アコヤガイ養殖筏の5倍も大きい。カキ筏と同じ面積にすると約200kgとなるが，それでもカキ筏排せつ物量の約1/100と極めて少ない値となる。これは垂下期間の違いもあるが，筏に垂下されている貝の数が少ないためと考えられる。

要　　約

マガキ排せつ物量の季節的変化を調べた。排せつ物量は，抑制種苗を筏に垂下する6月には，マガキ1個1日当り約2mg（乾燥重量）と極めて少ないが，その後急速にふえ，10月には最も多くなり240mgに達する。その後徐々に減り，冬には80－100mgという値を示す。これから，垂下養殖期間中（6月～翌年4月）の筏1台当りの総排せつ物量を推定すると19トン余に達し，付着生物の排せつ物量を加えると20トン以上になるものと思われる。排せつ物中の擬糞の割合は11～26%と少なかった。なお，排せつ物量の日変化は少なかった。

第2節　マガキ排せつ物の有機物含量[51]

前節において，カキ筏1台から出される排せつ物量は年間19.3トン（乾燥重量）に達し，付着生物の排せつ物量も含めると，総排せつ物量は年間20トン以上になることを推定した。広島湾北部水域の筏台数は約6,000台であり，したがって，年に12万トンの排せつ物がこの水域に蓄積することになる。これが底質，特に有機物含量に及ぼす影響は極めて大きいと考えられる。そこで排せつ物中の有機窒素量，有機炭素量を調査し，底質の有機物量に及ぼす影響について検討した。また懸濁物中有機窒素量を求め，排せつ物中有機窒素量との関連についても研究を行った。

実　験　方　法

供試マガキ排せつ物と排せつ物採集時の海水とは，前節のマガキ排せつ物量調査で採集したものを用いた。糞と擬糞の有機窒素量はケルダール法で，有機炭素量はチューリン法で，phenylanthranilic acid を指示薬として定量した[43]。また色素量は90%アセトンで20時間低温で抽出し，遠沈後島津自記分光光度計UV－200で自記させた。

海水は Whatman GF/C で3ℓずつ沪過し，その1枚で懸濁物重量を，他の1枚で，ケルダール法によって有機窒素量を求めた。

結　　果

排せつ物中の有機窒素・有機炭素量

結果はまとめて図9に示した。マガキ排せつ物中の有機窒素量は，宮島養殖場では0.5～3.1％，音戸養殖場では0.3～0.9％の範囲にあり，宮島養殖場のほうが多い。特に宮島養殖場の8～9月には2％以上と高い値を示しているが，これは1969年夏の赤潮[41]によるものである。このような例外的な値を除くと，両養殖場での排せつ物中有機窒素量は，一般的に0.4～1.5％の範囲にある。糞と擬糞との有機窒素量を比べると，宮島養殖場では，擬糞中の量が糞のそれより僅かに多い傾向がみられ，特に冬季には，擬糞中の有機窒素量が糞のそれの約2倍と多い。音戸養殖場では，宮島養殖場とは逆に，糞中の有機窒素量のほうが擬糞中のそれよりやや多い傾向が認められる。

マガキ排せつ物中の有機炭素量は，宮島養殖場では5～20％，音戸養殖場では2.6～9.0％の範囲にあり，宮島養殖場のほうが多い。また宮島養殖場の夏季に多いのは，有機窒素量の場合と同様である。この夏季のような例外的な値を除くと，両養殖場におけるマガキ排せつ物中有機炭素量は，一般的に3～12％の範囲にある。糞と擬糞との有機炭素量には大きな差はないが，宮島養殖場では擬糞中の量が糞のそれより多く，音戸養殖場では逆に糞中の量が擬糞のそれより多く，有機窒素量

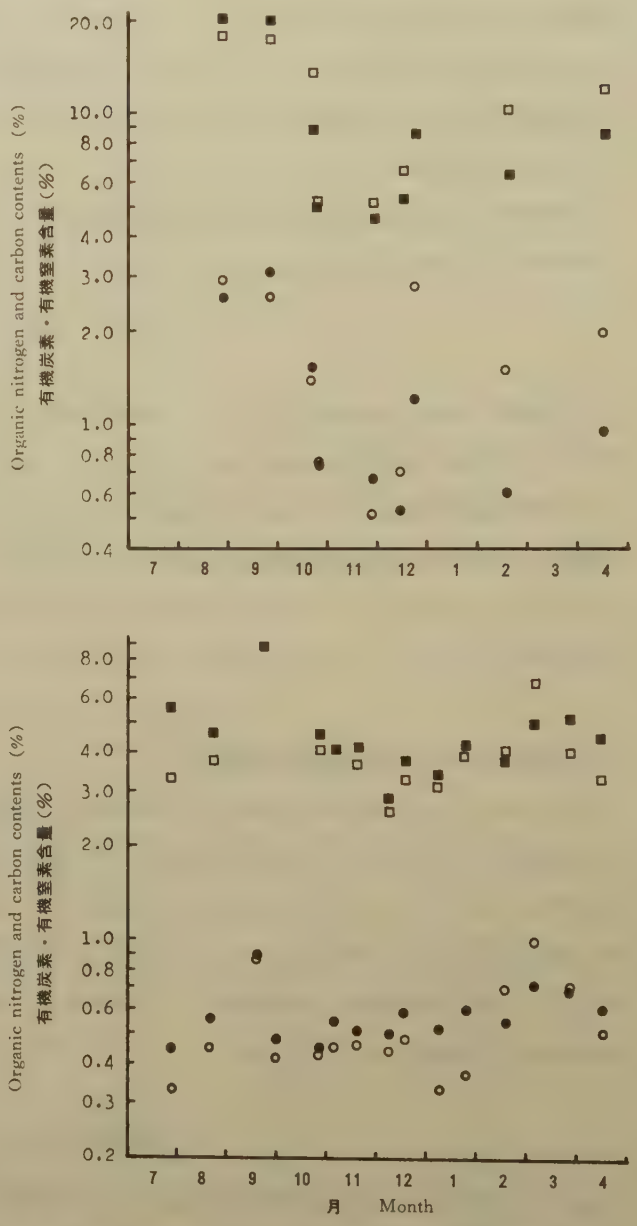


図9　カキ養殖漁場におけるマガキ排せつ物の有機窒素・有機炭素含量．上図　宮島，下図　音戸．有機窒素量：ふん●，ぎふん○：有機炭素量：ふん■，ぎふん□．

Fig. 9. Organic nitrogen and carbon contents of the faecal material at Miyajima (upper) and Ondo (lower) oyster farms. Organic nitrogen content of faeces (●) and pseudofaeces (○); organic carbon content of faeces (■) and pseudofaeces (□).

の場合と同様な結果となった。

このように，両養殖場における排せつ物中の有機物量には差がみられたが，C/N比の値には差はなく，ほぼ6～10の範囲にある。

懸濁物中有機窒素量　懸濁物中の有機窒素量は表6に示したように，いずれも排せつ物中の有機窒素量

表6　懸濁物の有機窒素含量
Table 6.　Organic nitrogen contents of the suspended matter

			1968					
	月　日		10月24日	12月18日	2月18日			
		Date	Oct. 24	Dec. 18	Feb. 18			
宮　島								
	有機窒素量	Org. N(%)	2.7	2.1	2.1			
Miyajima			1969					
	月　日		8月26日	9月26日	10月22日	11月27日	12月22日	
		Date	Aug. 26	Sep. 26	Oct. 22	Nov. 27	Dec. 22	
	有機窒素量	Org. N(%)	5.0	4.7	2.4	1.2	2.1	
			1969				1970	
	月　日		9月20日	10月26日	11月21日	12月19日	1月24日	3月5日	3月26日
		Date	Sep. 20	Oct. 26	Nov. 21	Dec. 19	Jan. 24	Mar. 5	Mar. 26
音　戸									
	有機窒素量	Org. N(%)	1.8	1.5	1.7	0.8	1.7	1.3	2.3
Ondo			1970			1971		
	月　日		10月1日	11月5日	12月8日	1月7日	2月18日	4月14日
		Date	Oct. 1	Nov. 5	Dec. 8	Jan. 7	Feb. 18	Apr. 14
	有機窒素量	Org. N(%)	1.5	1.8	1.4	1.4	2.4	2.2

より著しく多い。宮島養殖場では1.2～5.0％で，音戸養殖場では0.8～2.4％の範囲にある。そして宮島養殖場では2％以上のときが多いが，音戸養殖場では2％以下の場合が多く，音戸養殖場では無機成分が多いことを示している。

排せつ物中植物色素量　植物プランクトンが特に多い時期を別にすれば，糞と擬糞との色には差がみられ，糞のほうがやや緑色味を帯びている。そこで，音戸養殖場で採集した排せつ物について，その色素量を調べた。糞と擬糞とのアセトン抽出物の吸収曲線は，図10に示したように，いずれも410mμと665mμ付近に吸収のピークがみられた。しかし，糞の吸収は極めて強いのに対して，擬糞のそれは弱く，両者の色素含量に著しい差のあることが認められる。この色素は410mμに吸収のピークがあるので，フェオフィチンの吸収曲線であると考えられる。クロロフィルがカキの消化管を通るとフェオフィチンにかわることは木村[40]，沢田・上野[94]の結果からも明らかである。擬糞についても，クロロフィルにみられる430mμの吸収のピークが無く，音戸養殖場の擬糞はフェオフィチンであると思われる。

カキ体内にとり込まれた色素がどの程度吸収されるかは不明であるが，糞と擬糞との有機窒素量に大きな差が認められないにもかかわらず，色素量が糞に多く擬糞には極めて少なかったことは，マガキが摂餌にあたり，微細藻類を選択的に摂取していることを示すものといえよう。

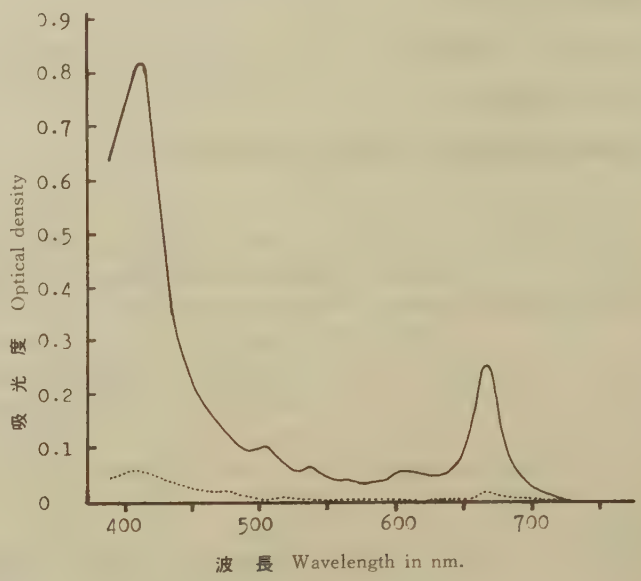


図10　カキ排せつ物の色素吸収曲線。39mgを10mlの90%アセトンで抽出し，1cmセルで測定。——糞，------ 擬糞。

Fig. 10. Absorption spectra of pigments of faecal material. Dried samples of 39 mg were extracted with 10 ml of 90 % acetone and measured using a 1-cm cell. ——— Faeces, ------- pseudofaeces.

論　　議

マガキ排せつ物中の有機窒素量は，宮島・音戸両養殖場をとおしてみたとき，0.1～3.1%の範囲にあるが，赤潮などプランクトンの著しく多いときを別にすると，1.5%以下のことが多い。排せつ物中の有機炭素量は2.6～20.0%であるが，同じくプランクトンの多いときを別にすると12%以下のことが多い。両養殖場について比較すると，有機窒素量，有機炭素量ともに宮島養殖場のほうが多い。これは両養殖場における懸濁物中の有機物量に差があるためと考えられる。懸濁物中の有機窒素量は，音戸では2%以下のことが多いが，宮島では2%以上のことが多く，宮島のほうが有機物含量が高い。排せつ物の形も両養殖場で差がみられる。糞の形は，宮島では長いリボン状であるが，音戸では1mm角ぐらいの小さな，切れた糞をする個体が多い。擬糞の形についても差がみられ，宮島では大形硅藻類などのプランクトンが粘液に包まれたような形のものが多いのに対して，音戸では泥が集められたような形をしている。このような排せつ物の形態上の差は，両養殖場における懸濁物質の相異によるものと考えられる。

懸濁物とマガキ排せつ物の有機窒素量とを比較すると，正の相関関係が認められ，懸濁物中の有機窒素量が多いほど排せつ物中の有機窒素量も多くなっている（図11）。ただ排せつ物中の有機窒素量は，懸濁物中のそれの半分以下と少なくなっている。擬糞は懸濁物がえらまたは唇弁から直接に排出されるので，有機物量はもっと多くてもよいはずである。事実擬糞は，懸濁物中有機窒素量の50%以上の値を示すものが幾つかみられる。しかし大部分のものは，糞と同じく，50%以下と少ない。糞は，マガキに摂取されたもののうち，消化吸収された量だけ有機物が少なくなっているので，糞と擬糞との有機物量に差がないということは，擬糞より有機物量の多いものが摂取されているためと考えられる。排せつ物中の色素量からみても明らかなように，マガキは植物性の，有機質に富むものを選択的に摂餌していることを示している。

そして，無機質成分は主として擬糞として出されるのであろう。摂餌における懸濁物の選別は，まず入水口からえらに達するまでの間に比重の大きな粒子は落下し[5]，えらに達した後は，一般に粒子の大きさ，形，重さ（比重）によるとされている[35]。また，プランクトンの種類による選択も行われている[56]。詳細についてはなお不明な点が多いが，今回の実験結果は，明らかに懸濁物の質的選択が行われていることを示すものといえよう。このことから，カキ養殖漁場の餌料量の測定には，懸濁物中の有機窒素量よりクロロフィル量のほうがよいと思われる。関[96]がアコヤガイ養殖場で，アコヤガイの成長とクロロフィルα量との間に正の相関関係が得られるとしているが，アコヤガイでも同様な選択性があることを示唆しているものと思われる。

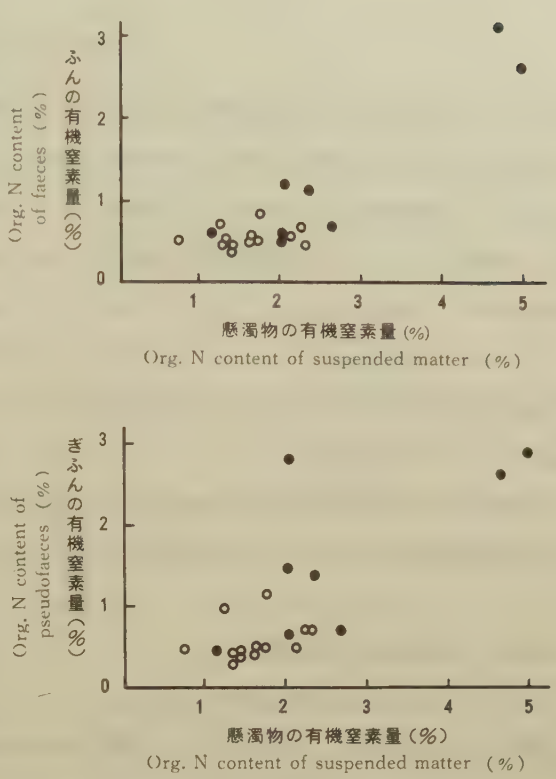


図11　マガキ排せつ物と懸濁物との有機窒素量の関係.
• 宮島，o 音戸.

Fig. 11. Relation of organic nitrogen content between faecal material and suspended matter.
• Miyajima, o Ondo.

アメリカガキについて HAVEN and MORALES-ALAMO[23] が行った研究では，排せつ物中の有機炭素量は4.6～6.1％で，音戸養殖場の値とほぼ同じである。また懸濁物中の有機炭素量は，排せつ物中有機炭素量の約2倍になっており，今回のマガキの場合と大差ない結果が得られている。有機物量のこの大きな差について，HAVEN and MORALES-ALAMO[23] はよくわからないとしながらも，カキはすべての懸濁有機物を捕捉することはできず，2～3μより大きな粒子を摂餌することをその理由に挙げている。この点に関しては，前述したように，カキの摂餌における懸濁物の選択ということを考慮する必要があると考えられる。

またイガイ *Mytilus californianus* の排せつ物中の有機窒素量は1.02％と1.06％という値が得られており[12]，宮島養殖場の値に近いものである。その他の無脊椎動物の排せつ物中有機物量[83]も，いずれも今回の調査結果の範囲内にある。

一方沿岸底質中の有機物量は平均2.5％である[112]。有機物中に占める有機窒素量の割合は平均5.5％であるから，底質中有機窒素量は0.14％となる。これに対して，マガキ排せつ物中の有機窒素量は一般的に0.4～1.5％であり，有機物が多く含まれているので，排せつ物の蓄積により底質中の有機物量が大きな影響を受けることになる。

要　　約

マガキ排せつ物中の有機物量を調査し，これの底質有機物に及ぼす影響を調べた。

マガキ排せつ物中の有機窒素量は，糞と擬糞との間には大きな差はなく，0.3～3.1％の範囲にあるが，プランクトン大増殖期の値を除くと，大部分は0.4～1.5％の範囲にある。有機炭素量は2.6～20.0％であり，同様にプランクトン大増殖期の値を除くと3～12％となる。C/N比の値は6～10の範囲であった。

懸濁物中の有機窒素量は0.8～5％という値を示し，排せつ物中有機窒素量の2倍以上も多い。

排せつ物中の植物色素（フェオフィチン）は，糞には多いが擬糞には極めて少ない。このことと，有機窒素量は糞と擬糞とであまり差が認められないこととから，マガキは摂餌にあたり，微細藻類を選択的に摂取しているものと思われる。

沿岸底質中の有機窒素量は平均0.14％であり，マガキ排せつ物の有機窒素量はこれより数倍も多く，排せつ物が底質有機物含量に及ぼす影響は極めて大きいものと考えられる。

第2章　マガキ排せつ物の分散

養殖マガキから出される多量の排せつ物が，どのように海底に分散し堆積するかによって，底質への影響の程度が異なってくる。それで，マガキ排せつ物の沈降速度と分散とについて研究を行った。

第1節　マガキ糞の沈降速度[53)]

まず，静水中におけるマガキ糞の沈降速度を測定した。

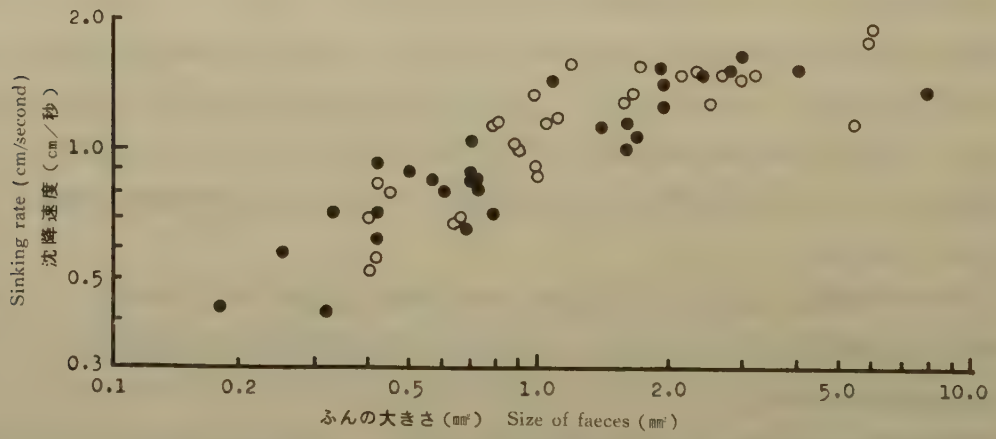


図12　マガキふんの大きさ（長さ×幅）と沈降速度。●，14℃：○，26℃.

Fig. 12. The sinking rates of oyster faeces in relation to their size, which was obtained by multiplying its length by breadth. Measurements were made at temperatures of 14℃ (solid circles) and 26℃ (open circles).

実　験　方　法

マガキ糞の沈降速度の測定は，直径15cm，深さ60cmの円筒形ガラス容器を用いた。これに海水（比重約22）を55cmの深さまで満たし，水面から5cmのところ（底から50cmの位置）に金網（網目1cm角）を水平に張った。新鮮な糞の幅と長さとを測定した後，ピペットで静かに水面に移し，糞が沈降して，金網を通ってから底に達するまでの，50cmを沈降するに要する時間を測定した。測定水温は14℃と26℃とであった。

結　　果

マガキ糞の大きさ（長さ×幅）と沈降速度との関係を図12に示した。これからわかるように，約1.2㎟を境にして2つの傾向線より成り立っていることがみられる。これより大きなものでは，大きさに関係なく約1.0～1.7cm/s（＝60～100 s/m）の速さで沈降する。糞の幅は約1㎜なので，これらの糞は，長いリボン状の糞であることを意味している。1.2㎟より小さな糞では，小さいものほど沈降速度はおそくなり，0.2㎟では1m沈降するのに230秒（＝0.43cm/s）かかる。しかし，いずれの糞の大きさについても，14℃と26℃とにおける沈降速度に差はみられなかった。

考　　察

海水中の糞粒調査では，滞留時間の長い小さい糞粒が採集されやすく[24,104,125]，したがって，沈降速度は遅くて60～300m/日である[104,125]。オキアミ類の糞はこれらより大きい（0.3～10×10^{-2}㎟）ので300～800m/日と速くなる[11]。しかし，同じオキアミ類の糞でも，微細藻類を給餌して得られた糞は，比重が軽いので沈降速度は遅くなる。マガキ糞の大きさに相当するような大きな糞の沈降速度を求めた例としては，長軸2.1㎜と3.6㎜の糞粒がそれぞれ820m/日と1,900m/日の沈降速度が得られている[24]。今回の実験で得られたマガキ糞の沈降速度は0.4～1.8cm/s（346～1,555m/日）である。これを上述の資料と比較するため，糞の容積を求めてみる。小さな糞は形も色々と変化していて容積の算定は困難である。1.2㎟以上の大きさの糞は，幅が約1㎜で長さが長くなるだけであり，横断面の形は同じなので，これの容積の算定を試みた。横断面の形は，腸内縦隆起のため[15,126]複雑な形となっている[2]。幅1㎜の場合の横面積は0.4㎟である。したがって，大きさ（長さ×幅）1.2㎟の糞の容積は57×10^{-2}㎟となる。この大きさの糞の沈降速度は1.0～1.7cm/s（＝864～1,470m/日）である。マガキ糞の容積と沈降速度との関係をFOWLER and SMALL[11]の図1にあてはめてみると，天然餌料による糞の沈降速度の延長線上にあり，その大きさからみて，特に速いとか遅いとかいうことはないようである。

以上は糞の沈降速度についてであり，海水中懸濁物の沈降速度は糞よりかなり遅い[7,37,39,105]。懸濁物の比重は2.57であり[39]，マガキ糞の比重2.55とほぼ同じであるが，懸濁物は空隙率（porosity）が大きくて80％以上の値となっている[37,39]。このため見掛けの比重は1.0～1.5という値となり，海水より幾らか重いだけである。

要　　約

マガキ糞の静水中での沈降速度を測定した。マガキ糞の大きさ（長さ×幅）が1.2㎟を境として，これより大きな糞では，大きさに関係なく1.0～1.7cm/s（＝60～100 s/m）の速さで沈降する。1.2㎟より小さな糞は，小さなものほど沈降速度は遅くなり，0.2㎟の大きさの糞の沈降速度は0.43cm/s（＝230 s/m）と遅くなる。

温度と沈降速度との関係では，14℃と26℃とにおける沈降速度に差はみられなかった。

第2節　流速によるマガキ排せつ物の運搬[53)]

マガキ排せつ物は，養殖漁場では潮流の影響を受けて運搬され，分散されて海底に堆積することになる。それで，実験室的条件のもとで，流速と排せつ物の運搬，分散との関係を求めた。

実　験　方　法

この調査は循環水槽（コンクリート製）を用いた。この水槽は縦10.6m，横2.8m，深さ0.7mで，この中央部に縦に長さ8mのコンクリート壁が設けてあり，これによって幅1.3mの循環水槽となっている。この水槽に，約100m離れた桟橋から生海水をイワキラボポンプLP－60で連続注水し，排水孔でオーバーフローさせて水位60cmとした。この海水流入だけで弱い水流が生ずる。流速を速めるためには，小さなポンプを用いて循環を補い，このようにして0.7cm/秒から5.5cm/秒までに4段階の流速を作った。流速の測定は，海水中に懸濁している微粒子が流れる速さから算出した。

この水面近くに金網かご（20cm×30cm×8cm）を置き，マガキを約30個入れ，マガキから水槽底まで50cmとなるように垂下した。水槽底には，流れと直角に幅30cm，長さ1m，高さ5cmのプラスチック製容器を並べて置いた。実験は1971年1月から2月にかけて，1つの流速毎に3～4日続けて行い，この期間に，底に置いた30cm幅の容器に沈積した排せつ

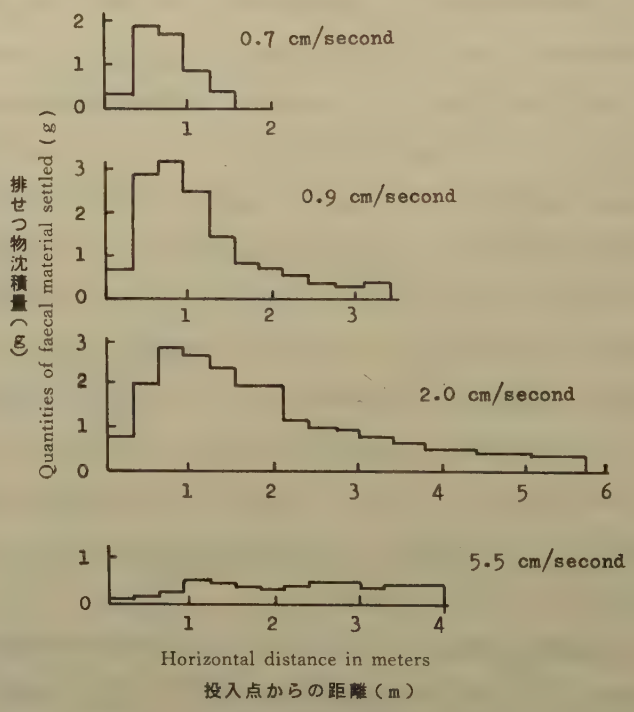


図13　流速によるカキ排せつ物の分散．0.5m沈下する間に流れる距離（m）．

Fig. 13. Dispersion of oyster faeces by current velocity. Transported distance while sinking 0.5 meter.

物を集め，脱塩後乾燥重量を測定した。こうして，0.5 m沈降する間にどれほどの距離運搬されるかを，30cm間隔で調べた。

結　　果

マガキ排せつ物が0.5 m沈降する間に，流速によってどのように運搬され，分散してゆくかを図13に示した。0.7～0.9cm/秒の流速では，1～2 m運ばれるものが多く，それ以上の距離にわたって運ばれるものは少ない。流速2cm/秒では，やはり1～2 m の間に沈積するものが多いが，3～4 mでもまだかなりの沈積量があり，5 m以上にわたって運搬される。5.5cm/秒になると，1～4 mの距離にわたって同じように沈積しており，沈積の多い所がみられない。このことから，排せつ物は懸濁状態になっているものと考えられ，小さな排せつ物は水槽を一回りしてから沈積しているものもあると考えられる。また，マガキ糞はくだけやすいので，流速が速くなると，次第に小さな糞にくだけてゆき，沈降速度がおそくなることも考えられる。

考　　察

前節の研究から，マガキ糞の静水中での沈降速度は0.4～1.7cm/秒であり，0.5 m沈降するのに30~100秒を要する。これが流水中では滞留時間が長くなる。30～100秒の間に流れる距離は，流速0.7cm/秒では0.2～0.7 m，0.9cm/秒では0.3～0.9 m，2.0cm/秒では0.6～2.0 m，5.5cm/秒では1.7～5.5 mである。流速とマガキ排せつ物の運搬距離との関係（図13）をみると，沈積量の最も多いところはこの範囲内にあるが，実際の運搬距離は，流速0.7cm/秒ではこの2倍，0.9cm/秒では3～4倍も遠く運搬されている。これ以上の流速については，運搬距離全部を調査できないので不明であるが，流速5.5cm/秒の沈積状態からみて，かなり遠くまで運搬されると考えられる。このようにして，0.9cm/秒の流速では深さの6倍，2.0cm/秒では深さの10倍以上運搬されることになり，水深10mの所では100 m以上の範囲に排せつ物が分散することになる。

排せつ物，残餌などの堆積分布の式が萩野[17]によって与えられている。

$$\phi(x)=\frac{hu}{x^2}\frac{1}{\sqrt{2\pi}\,\sigma}\exp\left\{-\frac{(uh/x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right\}$$

ここにuは流速（cm/秒），μは平均沈降速度（cm/秒），σは沈降速度の標準偏差（cm/秒），hは沈降距離(m)，xは投入点からの水平距離(m)である。

今回の実験結果（図13）を，この式にあてはめて，平均沈降速度とその標準偏差とを帰納法的に求めると，表7に示したように，平均沈降速度は0.2～0.3cm/秒であり，あまりかわらないが，標準偏差は流速が増すにしたがって大きな値になっており，それだけバラツキが大きくなってゆくことを示すものであろう。

表7　マガキ排せつ物の平均沈降速度とその標準偏差．萩野の式より帰納法的に算出した。

Table 7. Mean sinking rates and its standard deviation of oyster faecal materials, calculated inductively using the equation derived by Hagino

流　　速 Current velocity (cm/s)	0.7	0.9	2.0	5.5
平均沈降速度 Mean sinking rate (cm/s)	0.35	0.30	0.20	0.20
標準偏差 Standard deviation (cm/s)	0.30	0.40	0.80	1.40
相関係数 Correlation coefficient (cm/s)	0.98	0.98	0.95	0.74

要　　約

マガキ排せつ物は流れによって運搬される。0.5 m沈降する間に，流速約1cm/秒では1～2 m までに大部分のものが沈積する。2cm/秒の流速でも，1～2mの間に沈積するものが多いが，5 m以上にわたって運搬される。5.5cm/秒の流速では，マガキ排せつ物は懸濁状態になっていると考えられる。

これから，平均沈降速度を算出すると，0.2～0.3cm/秒と大差ないが，その標準偏差は流速が増すにしたがって大きな値となる。

第3節　カキ養殖漁場内のマガキ排せつ物の分散

マガキ排せつ物の養殖筏からの分散は，排せつ物が底質に及ぼす影響の範囲を知るとともに，そこに沈積する排せつ物量から堆積速度を推定することも可能であり，漁場老化問題にとって重要なものである。しかし，この方面の研究は少なく，垂下養殖貝類の中ではアコヤガイについてのみ研究が行われている。[115,116] また近年では，魚類養殖に関する自家汚染問題として，この方面の調査研究が進められている。[17,47] マガキについては，前項で，実験室的条件下での流速による糞の運搬距離について報告した。今回は，カキ養殖漁場での排せつ物の分散状況を研究したので，その結果を報告する。

実　験　方　法

沈降物採集器としては GALTSOFF[15] の mud trap と円筒型プラスチック容器との2種類を用いた。GALTSOFF の mud trap はロート状で，直径を35.7cmとし，trap の受面積を0.1 m²になるようにしてある。この mud trap は縁が無いので，高さ6 cmの縁をつけて用いた。円筒型プラスチック容器は直径9.4 cm（69.4 cm²）高さ11.5cmで，これを細いひもで筏から垂下して用いた。

最初は mud trap を海底に固定する定置採集を試みた。広島県のカキ筏は1台の大きさが10 m×20m（200 m²）あり，筏5台を縦に1列に並べ，直径2.5～3.0 cmのワイヤー1本で連結して，ワイヤーの両端をコンクリート・アンカーで固定している。この筏の列を幾つも並べてカキ養殖場を形成しており，筏の列と列との間は約70～80 mあけられている。この，列と列との間の中央に GALTSOFF の trap を設置したが，潮流や風によるカキ筏の左右への移動が予想外に大きくて，いずれの trap も，両側にある筏の列のどれかのカキ筏にからまるため，定置での沈降物採集調査はできなかった。そのため，沈降物の採集調

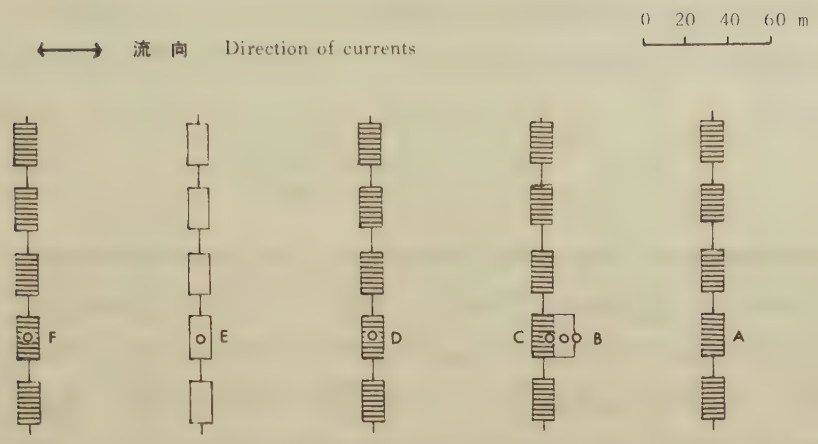


図14　カキいかだの配列と沈降物採集調査点（音戸カキ養殖漁場）．▥ カキ養殖いかだ；□ カキが養殖されていないいかだ．

Fig. 14. Arrangement of rafts of oysters and sampling stations for sediment traps (Ondo oyster raft-culture ground). ▥ A raft oysters are cultured; □ A raft oysters are not cultured.

査は，採集器をカキ筏から垂下する方法によって行った。

沈降物採集量調査研究は，1）筏直下の沈降物量の，マガキ排せつ物量との関係，2）筏周辺の沈降物量，3）一養殖漁場における沈降物量の季節的変化，の3項目について実施した。1)の調査は佐伯郡宮島町地先カキ養殖漁場，3)の調査は津久根カキ養殖漁場で実施した。両養殖漁場とも水深は11～14m（干満潮差約3m）で，カキ垂下連の長さは9mである。宮島カキ養殖漁場では深さ10mの所に GALTSOFF の mud trap を，津久根カキ養殖漁場では円筒形採集器を2,5,10mの各層に垂下した。2)の筏周辺の沈降物量調査は音戸カキ養殖漁場で実施した。この養殖漁場は水深9～12m（干満潮差約3m）で，カキ垂下連の長さは8mである。この調査は，1つの筏の周辺10mまでの沈降物量調査と，筏から数十m離れた所での沈降物量調査との2つに分けて実施した。これらの調査点と筏の配列状況は図14に示した。この養殖漁場での潮流の流向は筏の列に対して直角の方向なので，筏から横に向けて一定の距離の所に採集器を垂下すれば，流れの方向に採集器を設置できることになる。しかし，この目的のために筏から鋼管や竹を筏から横の方向に出すことは，小船の航行上危険を伴なうので実施できない。カキを取上げた後の空筏は曳航されてきて，筏の横にロープなどで結びつけて仮り置きされることがあるので，これを利用した。カキが垂下されている筏Cから真横の方向に，筏Cの端と，空筏B上で筏Cから5m，10mの位置とに円筒形採集器を2，5，8mの各層に垂下した。今一つの調査は，1列の筏の養殖カキが全部取上げられて空筏となり，その両側にある筏の列にはカキが養殖されているものを利用した。空筏Eと，その両側の筏D，Fとの中央に，それぞれ円筒形採集器を2，5，8mの各層に垂下した。筏の列は70～80mの間隔で配列されているので，筏Eの位置には，70～80m離れている左右の筏F，Dの列の筏から運搬されてくる排せつ物が採集されることになる。

採集物は静置して上澄海水を捨て，これに蒸溜水を加えて再び静置する。これを繰返して脱塩後50℃で

乾燥し，重量を測定した。津久根養殖漁場での採集量は少なかったので，Ultra-fine filter で沪過し，70℃で乾燥後重量を測定した。採集量の多いものでは，その一部を用いてケルダール窒素量とフェオフィチン量[94]とを測定した。

結　　果

筏直下の沈降物量とマガキ排せつ物量との関係　1968－1969年の佐伯郡宮島町地先カキ養殖漁場でのマガキ排せつ物量調査は，その養殖場の任意の筏から供試マガキを採集して実験に供した。この供試マガキを採集した筏の中央部分に GALTSOFF の mud trap を，カキ垂下連の長さが約9mなので，水面下10mの位置に垂下し，24時間の沈降物を採集した。マガキ排せつ物量調査からは，一筏当りの排せつ物量を出し，筏の大きさは200m²なので，これから0.1m²当りの排せつ物量を算出した。排せつ物量に対する沈降物量の割合は，表8に示したように，1.5％から33.0％と変化の幅が大きく，また12月の例では，同じ筏の少し離れた位置に置いた2つの trap で，14.4％と33.0％という大きな差がみられた。ケルダール窒素量は，筏直下の沈降物のほうが排せつ物中のそれより低い値であり，これからみると，排せつ物がそのまま沈降して trap に入ったものばかりではないようである。

表8　カキ養殖いかだ直下の沈降物とマガキ排せつ物との関係

Table 8.　Relationship between sediments settled to the trap beneath the raft and faecal materials of oysters

年　月　日 Date	いかだ0.1m²当り排せつ物量（g/日） Quantities of faecal material produced (g/0.1 m²/day)	沈降物採集器(0.1m²)への沈降物量（g/日） Quantities of sediment settled into the trap (0.1 m²) (g/day)	排せつ物量に対する沈降物量の割合（％） Percentage of sediment to faecal materials (％)	ケルダール窒素含量（％） Kjeldahl nitrogen content (%)		
				排せつ物 Faecal materials		沈降物 Sediment
				ふん Faeces	ぎふん Pseudofaeces	
1968						
10月24－25日 Oct. 24－25	101	27.7	27.4	0.73	0.74	0.51
12月18－19日（1）	40	13.1	33.0	0.54	0.71	0.37
Dec. 18－19（2）	40	5.7	14.4	0.54	0.71	0.44
1969						
2月18－19日 Feb. 18－19	20	0.3	1.5	0.61	1.52	0.64

この養殖漁場の潮流の流速は，干潮時に最も早くて4～7cm/秒であり，その他の時には2cm/秒以下とゆるやかである。

筏周辺の沈降物量　筏から10mまでの距離の沈積物採集量をみると（表9），筏の端では深さ2mで41g/m²/日であり，深くなるほど多くなり，8mの深さでは97g/m²/日という値を示す。筏の端から5m離

表 9　カキ養殖いかだからのマガキ排せつ物の分散（音戸養殖場）

Table 9. Dispersion of oyster faecal materials from an oyster raft at Ondo oyster raft-culture ground

(1) 筏の端と，筏から 5 m，10 m 離れた所での浮泥の比較
Comparison of detritus deposited at one side of the raft, and at stations 5 m and 10 m from it (from November 29 to December 4, 1974)

水深 Depth (m)	浮泥沈下量 Detritus deposited *			フェオフィチン Phaeophytin **			有機窒素量 Organic nitrogen ***		
	筏 Raft	5 m	10 m	筏 Raft	5 m	10 m	筏 Raft	5 m	10 m
2	41	22	18	986	542	506	3.1	4.0	3.8
5	52	55	8	934	752	484	4.4	3.6	4.0
8	97	61	22	961	760	689	3.2	4.5	3.9

(2) 2 台の筏の中間点（筏から 70 m）での浮泥の比較
Comparison of detritus deposited at two rafts 140 m apart and at the station lied midway between them (from November 21 to 26, 1974)

水深 Depth (m)	浮泥沈下量 Detritus deposited *			フェオフィチン Phaeophytin **			有機窒素量 Organic nitrogen ***		
	筏 Raft	70 m	筏 Raft	筏 Raft	70 m	筏 Raft	筏 Raft	70 m	筏 Raft
2	110	16	59	198	168	232	3.0	3.3	3.2
5	263	17	107	207	157	228	2.9	2.7	2.9
8	392	17	125	218	134	218	2.9	2.9	2.8

* g/m²/日, g/m²/day ; ** μg/g 乾泥, μg/g dry mud ; *** mg/g 乾泥, mg/g dry mud.

れた所では，やはり深くなるほど沈降物量は多くなるが，2 mの深さで 22g，8 mの深さで 61g となっており，筏の端での沈降物量に比べると少ない値となっている。筏の端から 10 m 離れた所では，2 mの深さでも 8 mの深さでも沈降物量に差はなく，約 20 g/m²/日と著しく少ない値となる。

フェオフィチン量は一般的に高い値であった。丁度植物プランクトンが増殖している時に調査したものと考えられる。筏の端では各深さとも約 960μg/g 乾泥という値を示しており，筏から遠くなるにしたがってフェオフィチン量は減少してゆく。筏から 5 m 離れた所では，5 mと 8 mの深さで約 750～760μg，筏から 10 m 離れた所では 8 mの深さで約 690μg であり，フェオフィチンの値の高い採集物は次第に深い所で採集されるようになってきて，これより上の層では約 500μg と，比較的低い値になっている。ケルダール窒素含量は，いずれも差がみられなかった。

筏から 10 m も離れると，8 mの深さでも沈降物量は著しく少なくなる。更に離れて，筏から数十 m の距離の所の沈降物量を調査する目的で，空筏の列を利用した。空筏 E の列の両側にある筏 D，F の中央での沈降物量には大きな差があり，D の方が少ないが，それでも 2 mの深さで 59 g/m²/日，8 mの深さでは 125 g/m²/日という値であり，F の中央での沈降物量はこれの 2～3 倍も多い。一方，この両筏の列の中間にあ

る空筏Eでの沈降物量は約17g/m²/日という極めて低い値であり，しかも深さによって沈降物量に差はみられない。沈降物中のフェオフィチン量は，カキが養殖されている筏D，Fで約 200～230 μg/g 乾泥であり，空筏Eでは約 150μg/g 乾泥となり，少し低い値となる。沈降物中のケルダール窒素含量には差は認められなかった。

養殖漁場における沈降物量の季節的変化　津久根カキ養殖漁場でこの調査を実施した。この養殖漁場は，広島湾北部のほぼ中央に位置している。広島湾北部における夏季の底層溶存酸素量の低下が顕著になってきたため，この養殖漁場でも，夏季には養殖筏は設置されていない。9～10月になると，島部周辺養殖漁場からカキ筏が曳航されてきて筏が設置されるようになり，12～1月頃からカキが取上げられて，次第に筏台数が減ってゆく。このような状態のもとで，できるだけマガキ排せつ物の直接の影響を避けるように，空筏を利用して沈降量を調査した。養殖漁場内に，全くカキが養殖されていない6月には約1g/m²/日という値であった（表10）。カキ筏が多く設置されている1月には空筏はみられず，筏の片側半分だけカキが取

表10　津久根カキ養殖漁場における沈降物量（g/m²/日）
Table 10.　Sediments collected at Tsukune oyster farms (g/m²/day)

年月日 Date ＼ 水深 Depth (m)	2	5	8	10
1978				
6月12－13日 Jun. 12－13	0.5	1.0	0.8	1.1
1979				
1月21－22日 Jan. 21－22	6.3	11.3	10.2	22.4
3月26－27日 Mar. 26－27	0.4	0.4	0.1	——

上げられたのがあったので，この空いている部分に採集器を垂下した。この状態では，採集器から3～4mの所にカキが養殖されているので，2mの深さで6g/m²/日，10mの深さで22.4g/m²/日であった。3月になると，養殖漁場内のカキ養殖筏は約半分に減る。空筏に採集器を垂下し，その左右の筏の列にはカキが養殖されている状態で，約0.4g/m²/日と，極めて少ない値であった。この日は風が強く，風波によって筏が大きく揺れ動いていたので，これから垂下した採集器も揺れて，養殖漁場内にカキが養殖されている割には採集量が少なかったものと考えられる。

考　　察

近年，底泥をめぐる物質循環研究の一環として，沈降物採集器の研究が行われている。その結果，1)採集器の形状によって採集量に著しい差があり，上面口部が同一断面積の場合，筒形は濾斗形に比べて数倍多量であること，2)同一形状でも大きさによって単位面積当りの採集量に差があり，濾斗形では，口径10cmと5cmの場合，後者の方が2～4倍多量であること，等のことが判明した[21]。したがって，採集量については，用いた採集器の形状と大きさを考慮することは大切なことであるが，同時に，どのような形状と大きさの採集器が正しい採集量を示すものかが不明であることも考慮する必要があると考えられる。

筏直下の沈降物量とマガキ排せつ物量との関係によると，同一面積におけるマガキ平均排せつ物量に対

する trap の沈降物採集量の割合は，2月には1.5％と極めて低い値であるが，10－12月には14～30％であった。一方，この調査に用いたGALTSOFF の mud trap は漏斗状で，しかも口径が大きいため，trap に入りかけた沈降物，又は一旦入った沈降物は，上面口部での流れの乱れの影響を受けて trap の外に再び出てゆきやすく，したがって，円筒形採集器に比べて数分の1という少ない採集量になっていると考えられる。そのため，trap への沈降量は，trap の採集量より多く，大体平均マガキ排せつ物量に近い量が沈降していると考えられる。

一方，採集物中のケルダール窒素量は，同時に調査したマガキ排せつ物中のそれより，いずれも低い値であった。この養殖漁場の流速は約5cm/秒以下であるから，マガキ排せつ物の平均沈降速度を0.2cm/秒とすると，10m沈降するのに83分しか要せず，この間の排せつ物の分解はごく僅かであると考えられる。したがって，ここにみられた窒素含量の差の一因としては，trap 中への懸濁物の沈降，混入ということが考えられる。しかし，津久根養殖漁場で，カキ筏が設置されていないときの沈降物採集量は，円筒形採集器を用いて1g/m²/日以下と少ない値であり，一方 trap での採集量は2月は3g/m²/日と少ないが，10～12月では57～277g/m²/日と多く，trap 中への懸濁物の沈降割合は著しく小さく，そのケルダール窒素含量に及ぼす影響は極めて僅かであると考えられる。

マガキ排せつ物は空隙率が低く，沈降速度が速いので，筏から離れるにしたがって，マガキ排せつ物は次第に沈下してゆく。この状態は音戸養殖場での沈降物採集量調査から明らかにみることができる。今回の調査ではフェオフィチン量が多いので，これからも，その傾向を知ることができる。筏の端では大部分マガキ排せつ物が採集され，筏から10m離れた所の深さ2－5mでは，マガキ排せつ物の微細なものも浮游しているであろうが，懸濁物が多く採集されていると考えられる。それでマガキ排せつ物のフェオフィチン量を1,000μg/g乾泥とし，沈降懸濁物中のフェオフィチン量を450μg/g乾泥とすると，採集物中のマガキ排せつ物の割合を概算することができる。この方法によると，筏の端では90～95％，筏から5mの所では2mの深さで17％，5～8mの深さでは約55％となる。筏から10mの所では2～5mの深さで6～10％，8mの深さで44％となり，排せつ物が次第に沈下してゆく状態がわかる。また，この割合と採集量とから，排せつ物の採集量を算出してみると，8mの深さでは筏の端で90g/m²/日，筏から5mの所で34g，筏から10mの所で10gとなり，筏から10mも離れると筏の端の沈降量の約10％と，著しく少なくなることがわかる。

マガキ排せつ物の分散は，前節の水槽実験の結果によると，流速2cm/秒で沈降距離の5倍の距離にわたって分散しており，流速が増すと分散距離は更に広くなる結果が得られた。一方，音戸養殖場での研究によると，最大流速約5cm/秒，水深8～10mの所で，カキ養殖筏からの排せつ物の分散は，筏の端から僅か10mぐらいの範囲に大部分の量が沈積することが明らかになった。養殖場での筏からのマガキ排せつ物の分散範囲は，水槽実験による排せつ物分散状況から推定されるより，狭いように考えられる。それで，前節に用いた萩野[17]の堆積分布の式を利用して，筏からの排せつ物の分散状況を算出してみた。

養殖場の最大流速は5cm/秒とし，30分毎の流速に対する平均沈降速度とその標準偏差を，表7をもとにして内挿法によって求める。筏のモデルとしては幅10mで，そこに1m間隔で長さ7mのカキ連が垂下さ

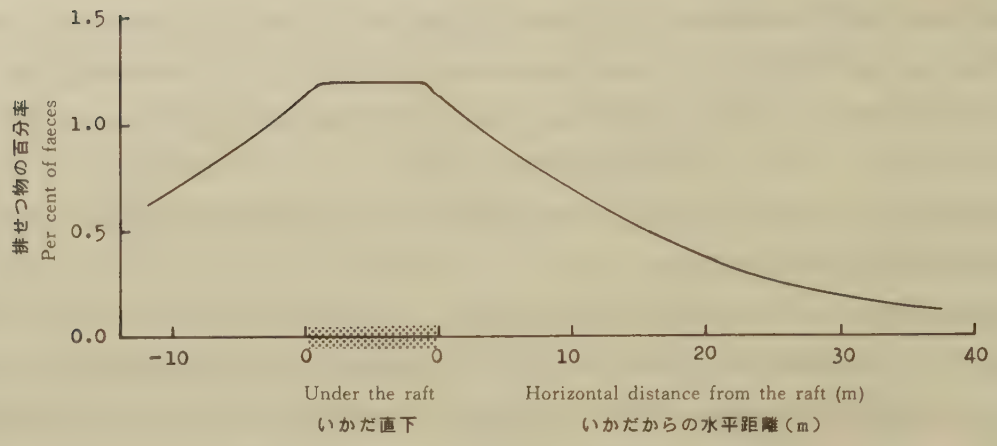


図15　カキいかだから出されるマガキ排せつ物の分散を萩野の式より算出し，単位長さ当りのたい積百分率として示した。詳細は本文参照。

Fig. 15. Per cent of deposition per unit meter of the faecal materials produced by oysters of a raft. calculated by means of Hagino's equation. To simplify the calculation it was assumed that the raft was ten meters in width and was anchored at the station of the water depth of eight meters, where the maximum tidal current was 5 cm/s, and that the length of strings was seven meters.

れており，各垂下連には1 m毎にカキ付着器がとりつけられているものとした。水深は8 mとし，各付着器に付着しているマガキから出される排せつ物が潮流によってどのように分散堆積するかを，30分毎に萩野の式によって算出し，これの一潮時分を合計し，全排せつ物量に対する百分率として示したのが図15である。

これからわかるように，筏の直下でも，全排せつ物量に対する1 m当り排せつ物沈積量は僅かに1.2％にすぎない。筏の端から5 mの距離では1％，10 mでは0.7％，15 mでは0.5％となり，筏から10～15m離れた所では筏直下の沈積量の約半分となる。筏から20 mの距離の所での沈積量は0.4％，30 mでは0.2％と少しずつ減ってゆき，広く分散することを示している。この値から，筏直下での排せつ物沈積量は，全排せつ物量の12％を占めることがわかる。筏の端から10 mまでの範囲では，片側で約10％の沈積量なので，筏を中心とし，それから10 mまでの範囲の排せつ物沈積量は，全排せつ物量の約32％となる。同様にして計算すると，筏から20 mまでの範囲で43％，30 mまでの範囲で約50％の沈積量となる。

このように，水槽で行ったマガキ排せつ物の分散実験結果をもとにして算出した筏からの排せつ物の分散堆積量と，養殖場内筏からの実際の排せつ物分散状況との間には大きな差が認められる。この原因については，ここで明らかにすることはできないが，付着器に付着しているカキ塊の間に堆積している泥を無視することはできないのではないかと考えられる。広島県のカキ筏（20 m×10 m）には約600本のカキ連が垂下されており，横竹は平均43本であり，横竹の間隔は48cmとなる。この横竹（長さ10 m）1本には14本のカキ連（長さ9 m）が垂下されている。カキ筏におけるカキ連の垂下状況を図16に示したが，これからみてわかるように，筏周辺部分のカキは別として，中央部分に垂下されているカキから出された排せつ物が，どのカキ塊にもあたらずに筏の外に流出する確率は極めて低いといえる。流速がおちた場合にはカ

キ塊に堆積するのであろうと考えられる。そして，少し堆積しては落下するということを繰返しており，落下するときには塊となっているので沈降速度が速く，筏の近くに分散堆積することになるのではないかと考えられる。筏直下の沈降物と，その筏のマガキの排せつ物量との間の有機窒素含量の差も，これが原因ではないかと考えられる。

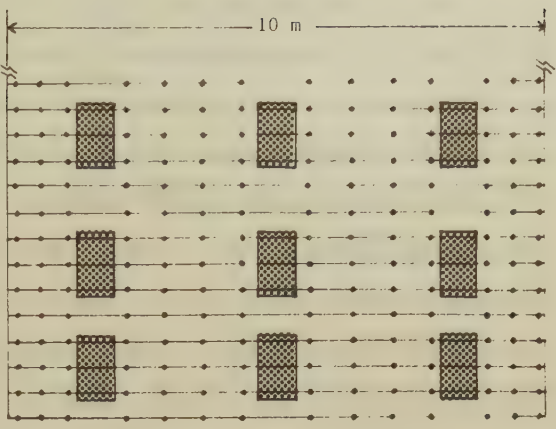


図16　カキいかだにおけるカキ連の垂下位置（●印）
▨—筏のフロート

Fig. 16.　Arrangement of oyster strings (•) in a raft.
▨ Buoys for rafts.

このように，カキ養殖漁場内でのマガキ排せつ物の分散は，潮流の最大流速数cm/秒，水深約10mの場合，筏から10mぐらいの範囲に大部分のものが沈降堆積するものと考えられる。一方，筏は潮流，風によって左右いずれにも30～40m移動する。筏の列は70～80m間隔で配列されているので，マガキ排せつ物は大体均一に養殖場内に分散されているとみることができる（図17）。筏の面積は200㎡であるから，その移動する範囲は1,400～1,800㎡となる。ここに年間約20トンの排せつ物が沈降堆積するので，養殖漁場内でのマガキ排せつ物沈積量を推定すると，年間1.1～1.4 g/㎠に達すると考えられる。

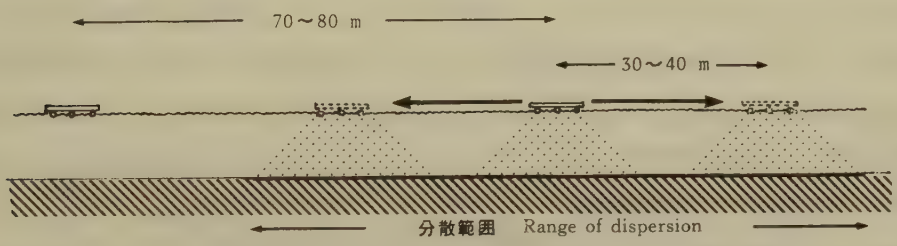


図17　1台のカキいかだからのマガキ排せつ物の分散範囲

Fig. 17.　Range of dispersion of oyster faecal materials from a raft.

要　　約

カキ養殖筏周辺の沈降物量を調査し，以下の結果が得られた。

1. 流速数cm/秒の養殖漁場で，養殖筏中央部の，垂下されているカキの直下に設置した沈降物捕集器には，捕集器の受面積に相当するその筏の平均排せつ物量に近い量が沈降しているようである。
2. 筏の垂下カキ直下に設置した捕集器で捕集された沈降物の有機窒素量は，その筏のマガキ排せつ物中有機窒素量より低い値であった。
3. 音戸養殖場内の沈降物中有機窒素量は，乾泥1g当り3.1～4.5mg，2.7～3.3mgと，養殖場内の位置，

深さに関係なく，狭い範囲内にある。

4. 広島湾内では，カキ養殖筏が設置されていないときの沈降物量は1g/㎡/日以下である。

5. 最大流速数cm/秒，カキ垂下連の長さ7～8mのとき，8mの深さでの沈降物量は，筏から10m離れた所では，筏の下の沈降物量の約1/10と，著しく少ない値となる。

6. マガキ排せつ物の分散に関する室内実験結果から，最大流速5cm/秒，水深8m，筏の横幅10m，カキ垂下連の長さ7mの場合の，筏からのマガキ排せつ物の単位長さ当りの分散堆積量を算出すると，1潮時間の全排せつ物量に対して，筏の直下では1.2％，筏から流向の方向に水平距離で5mの所で1％，10mの所で0.7％，15mの所で0.5％となる。筏から10～15m離れた所では，筏直下の沈降堆積量の½という値になる。

7. カキ養殖漁場内での筏からのマガキ排せつ物の分散状況と，マガキ排せつ物の分散室内実験結果から算出した分散堆積状況との間には大きな差があり，その原因について考察を試みた。

8. カキ養殖筏は左右に各々30～40m移動し，この下に排せつ物が沈降するので，年間の堆積量を推定すると1.1～1.4g/㎡となる。

第3章　マガキ排せつ物の分解速度

マガキ排せつ物は，排出されてからすぐに分解を受ける。最初は好気的条件下で分解を受けるが，海底に堆積し，還元層に埋め込まれると嫌気的分解を受けるようになる。また，懸濁物沈降物と底質表層泥との有機物含量に大きな差があり，その間を結びつけるものとしても，懸濁物や排せつ物の分解速度が重要な意味を持ってくる。そうしたことから，マガキ排せつ物について，好気的並びに嫌気的条件下での分解速度を研究した。また，分解初期の分解速度が大きいので，分解初期におけるCOD，酸素消費量の変化についても研究した。

第1節　好気的条件下での分解速度

プランクトンの分解速度についての研究は多く行われているが，排せつ物についての研究は少ない。マガキ排せつ物の好気的分解について二，三の研究を行ったので，その結果を報告する。

実　験　方　法

マガキ排せつ物の好気的分解速度の研究は，分解初期の研究と長期間の分解研究との二つに分けて行った。供試マガキ排せつ物は，マガキ排せつ物量調査に用いた採糞器（図7）で採集したばかりの排せつ物を，少量の海水とよく混合し，その一定容量を分解容器に入れた。その量は，分解容器の底を薄く覆う程度とし，すべての排せつ物が酸化分解を受けるようにした。そしてメンブランフィルター（孔径0.45μ）で沪過した海水を注入し，通気して酸素を補給したが，容器の底に沈着した排せつ物は攪乱しない程度とした。保存は暗所に置くか，または分解容器を黒いビニールシートで覆った。

マガキ排せつ物の分解初期の研究は，1970年10月26日から11月30日まで35日間行った。数本の500mℓビ

ーカーに供試マガキ排せつ物を一定量ずつ入れ，これに沪過海水を入れて400 mℓとした。20＋1℃の恒温室で暗所に置き，通気して酸素を補給しながら分解させた。調査日毎に1本ずつ取上げて遠心分離(3,000 rpm，10分間）し，沈でん物でCODと酸素消費量を測定した。[63]

長期にわたる分解の研究は2つ行った。1つは室温における分解調査，他の1つは10℃と20℃における分解速度の比較研究である。以後前者を実験1，後者を実験2と称する。実験1は1972年11月6日から1973年1月29日までの84日間，温度の急変を避けるため水道水で流水とした。実験開始頃は約18℃であったが，12月1日には15.4℃，1月6日には10.5℃と，次第に低下した。分解容器は数本の2ℓ三角フラスコを用い，供試マガキ排せつ物を一定量ずつ入れ，沪過海水1.5ℓを加えて通気した。調査日毎に1本ずつ取上げて Whatman GF/C で沪過し，沪過海水では無機三態窒素を分析した。残渣ではケルダール窒素量，フェオフィチン量を分析した。

実験2は1975年7月17日から9月5日まで50日間実験した。保存温度は10±0.5℃と20±1℃の二通りである。3ℓの三角フラスコに供試マガキ排せつ物を入れ，沪過海水2ℓを加え，酸素ガスを通気した。調査日毎に上澄水50mℓを採取し，無機三態窒素，溶存有機窒素量を測定した。実験終了時に取上げて，Whatman GF/C で沪過し，残渣でケルダール窒素量，フェオフィチン量を分析した。

分析法は，アンモニア態窒素はインドフェノール改良法，[61] 亜硝酸態窒素は BENDSCHNEIDER and ROBINSON 法，[107] 硝酸態窒素は硫酸ヒドラジン法[106]によった。溶存有機態窒素は STRICKLAND and PARSONS[107] のケルダール法によった。残渣の有機窒素量はケルダール法にて測定し，フェオフィチン量は沢田・上野[94]によった。

結　　果

分解初期の変化　マガキ排せつ物の分解初期の変化を有機窒素量，酸素消費量，COD について調べた。有機窒素量は，実験開始時の値を100として，その百分率で示した。実験開始後3日目で20%が分解し，

表11　マガキ排せつ物分解による酸素消費量，CODの変化

Table 11.　Variation of oxygen consumption and COD of oyster faeces as decomposition proceeds.

日数 Days			0	3	7	11	17	26	35
好気的 Aerobic	有機窒素量*	Org. N (%)	100	80	69	63	55	62	62
	酸素消費量	Oxygen consumption (O_2 ml/g mud/day)	9.6	1.9	0.5	2.7	1.8	2.4	
	COD	COD (O_2 mg/g mud)	103.0		80.1	77.8	67.5	79.2	78.0
けん気的 Anaerobic	有機窒素量*	Org. N (%)	100	83	86	90	89	79	84
	酸素消費量	Oxygen consumption (O_2 ml/g mud/day)	9.6	4.5	4.8	5.1	5.5	4.5	
	COD	COD (O_2 mg/g mud)	103.0		95.0	98.4	99.6	97.2	97.2

※　0日の値を100として百分率で示した。　Organic nitrogen as per cent of that at the start of the experiment.

7日目で31%が分解している（表11）。その後分解速度はおそくなるが，35日間の実験では約40%の窒素量が分解，溶出している。この際の酸素消費量の変化は，実験開始時 9.6mℓ/g 乾泥であったものが，3日目には 1/5の2mℓ/g乾泥と急激に減少し，その後はあまり変化がみられない。COD は実験開始時約100mg O_2/g乾泥あり，7日目で80mg と低い値となり，その後も僅かではあるが減っているようである。

このように，いずれも初期分解に急激に値が低くなり，特に酸素消費量の値の低下が著しい。その後，有機窒素量とCODの値とは，さらに，徐々にではあるが低下してゆくのに対して，酸素消費量の値は，その後はあまり変らないという点で，他の2者とは異なっている。

長期間における分解状況（実験1） 分解に伴なうマガキ排せつ物中有機窒素量の変化をみると，図18からわかるように，5日目まで分解は急速に進む。実験開始時に分解容器1個当り13.5mgあった有機窒素量が，5日目には約12mgとなり，この期間に約12%の有機窒素量が分解溶出している。ここで一旦分解はとまり，10日目過ぎから再び分解が進むという二段階の分解過程を示している。そして，84日目には 8.2 mgに減っており，実験開始時からの分解率は約40%となる。

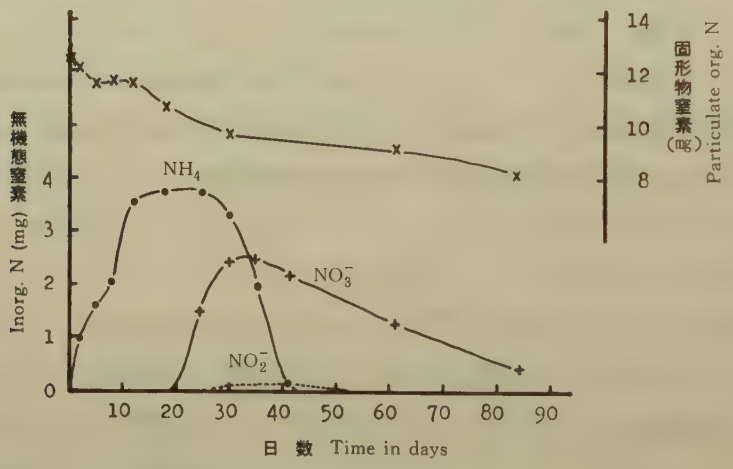


図18 マガキ排せつ物の好気的分解と無機態窒素の生成

Fig. 18. Aerobic decomposition of oyster faeces, showing the appearance of mineralized nitrogen compounds in the water.

一方，上層の海水中には，実験開始後すぐにアンモニア態窒素が急速に生成されはじめ，15日目から25日目にかけて 3.8mg と最も高い値となる。その後30日目から40日目にかけて急速に減少してゆく。20日目頃から亜硝酸態窒素と硝酸態窒素とがほぼ同時に生成され始めるが，亜硝酸態窒素の量は極めて少ない。硝酸態窒素は急速に生成され，アンモニア態窒素が低下しはじめる30日目頃に最も多い 2.4mg となり，その後徐々に減ってゆくという変化を示す。

この場合，マガキ排せつ物中有機窒素から分解溶出した窒素量と，生成した無機三態窒素量とは一致していない。固形物窒素量と無機三態窒素量とを合計した全窒素量は，アンモニア態窒素が多量に生成されてから硝酸態窒素が多量に生成される頃までの期間において，実験開始時に投入したマガキ排せつ物中の

表12　マガキ排せつ物の好気的分解（窒素量，mg）

Table 12.　Aerobic decomposition of oyster faecal materials (Milligrams of nitrogen).

日数 Days	水温 Water temp.	無機態窒素 Inorg. N				固形物窒素量 Particulate nitrogen	全窒素量 Total nitrogen
		NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	計 Sum		
0	18.0	0	0	0	0	13.5	13.5
2	—	1.0	0	0	1.0	12.2	13.2
5	—	1.6	0	0	1.6	11.5	13.1
8	17.5	2.1	0	0	2.1	11.8	13.9
12	17.3	3.6	0	0	3.6	11.7	15.3
18	16.0	3.8	0	0	3.8	10.7	14.5
25	15.4	3.8	0.3	1.5	5.6		
30	14.0	3.3	0.9	2.4	6.6	9.7	16.3
42	13.2	0	1.2	2.2	3.4		
61	10.5	0	0	1.3	1.3	9.1	10.4
84	10.5	0	0	0.4	0.4	8.2	8.6

有機窒素量13.5mgより多い量となる（表12）。溶存有機態窒素は測定していないので明確ではないが，固形物有機窒素量，無機三態窒素量，溶存有機態窒素量を合計した量は，実験に投入したマガキ排せつ物の有機窒素量より多くなることは間違いのないことであろう。

フェオフィチンの分解は30日頃まで急速に進行し，この期間に約60%が分解される。その後，分解速度は極めてゆるやかとなる。85日目までの分解率は約75%となり，有機窒素の分解率40%より著しく高い（図19）。

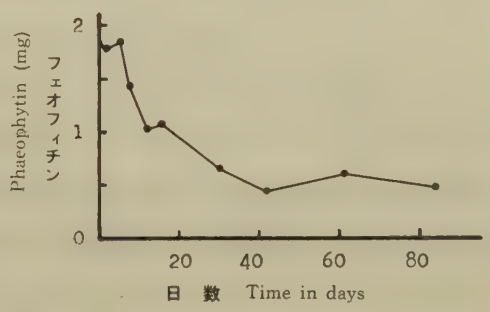


図19　マガキ排せつ物中のフェオフィチンの分解

Fig. 19.　Degradation of phaeophytin in oyster faeces.

長期間における分解状況（実験2）　実験1の結果から，マガキ排せつ物の分解と無機態窒素の生成との主な変化は50日間で観察できると考えたが，表13に示したように，50日間でもまだアンモニア態窒素の生成中であった。

排せつ物中有機窒素量は，実験開始時13.4mgであったが，50日目には，10℃で6.7mg，20℃では6.2mgとなり，この期間の分解率は10℃で50.0%，20℃で53.9%と，温度による差は極めて小さかった。分解溶出した窒素をみると，まず溶存有機態窒素が増加する。10℃では6日から18日まで約5mgと最も多くなり，その後急速に減少する。20℃では2～6日目に生成し，後急速に減少しており，10℃におけるよりその変化は速い。溶存有機態窒素が消失しはじめると，代ってアンモニア態窒素が生成されてくる。今回の実験では，アンモニア態窒素の生成期間が長く，20℃でも亜硝酸態窒素，硝酸態窒素の生成にまで移行していない。

表13　マガキ排せつ物の10℃と20℃における好気的分解（窒素量，mg）

Table 13. Aerobic decomposition of oyster faecal materials at 10℃ and 20℃ (milligrams of nitrogen)

温度 Temp. (℃)	日数 Days	無機態窒素 Inorg. N				溶存有機窒素 Dissolved org. N	固形物窒素 Particulate nitrogen	フェオフィチン Phaeophytin (μg)
		NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	計 Sum			
10	0	0	0	0	0	0	13.4	1758
	2	0.8	0.04	0.07	0.9	3.0		
	6	0.7	0.02	0.06	0.8	4.2		
	11	0.6	0.02	0.03	0.6	5.3		
	18	1.5	0.03	0.05	1.6	4.9		
	27	2.4	0.02	0.04	2.4	0.5		
	40	2.6	0.03	0.05	2.7	0.7		
	50	2.9	0.03	0.06	3.0	−0.7	6.7	798
20	0	0	0	0	0	0	13.4	1758
	2	0.8	0.03	0.07	0.9	4.2		
	6	1.6	0.01	0.02	1.6	3.3		
	11	3.2	0.02	0.01	3.2	0.1		
	18	3.4	0.02	0.01	3.5	0.1		
	27	3.1	0.02	0.02	3.1	0		
	40	3.2	0.02	0.02	3.3	−0.6		
	50	3.4	0.02	0.01	3.4	−0.8	6.2	605

50日間でのフェオフィチンの分解をみると，10℃ 54.6%，20℃ 65.6%と，20℃の方が分解が進むことを示している。今回の実験でも，有機窒素よりフェオフィチンの方が，僅かではあるが分解率が高い。

考　　察

動植物プランクトンの好気的分解の研究は多く行われているが，排せつ物を扱ったものは少ないようである[18]。分解の研究にあたっては，作用する細菌の種類が問題となるが，特定の成分についての研究は別として，一般成分の分解については，細菌の種類を特に問題にする必要はなく，分解物に付着している細菌だけでよいと考えられる[118,124,127]。

マガキ排せつ物中有機窒素の分解の形は，実験開始後急速に進み，5～10日目で一旦とまり，その後再び分解が進むという二段階の分解を示すものと，5～10日目での分解の一時停止のみられないものとがあるようである。実験1は前者に属し，WAKSMAN *et al.*[123]も動物プランクトンの分解が二段階に分れることを報告している。後者は初期分解の実験でみられ，OTSUKI and HANYA[80]が行った *Scenedesmus* sp. の分解実験では30日目まで分解率は一定であったと述べている。

マガキ排せつ物の分解初期における酸素消費量は，実験開始時には 9.6mℓ/g/日 であり，3日目には1.9 mℓ/g/日という値になり，約1/5に急速に低下する。このことから，排せつ物は排出されてから短日間の間に著しく多量の酸素を消費することがわかる。このような傾向は，種類が違うが，カタツムリ *Limnaea*

の糞粒でも認められている。[18] しかし，プランクトン(*Skeletonema*)の分解に伴なう酸素消費量では，日数の経過に伴なって，排せつ物ほど急激には低下しない。[69]

実験開始後30日目までで大部分の分解は終り，その後の分解は極めてゆるやかとなる。それで，30日目までの分解率を有機窒素量でみると，分解初期の実験では38%，実験1では22.4%となる。実験2では50日目で50～53.9%である。30日目ではこれより少し低い値となるので45%とすると，今回の実験での30日間の排せつ物有機窒素分解率は約22～45%となり，分解率に大きな差がみられる。そして実験2でみられるように，温度による分解率の差は少ないといえよう。植物プランクトンの種類によって細菌による分解の難易に大きな差はあるが，[16] プランクトンの分解実験では，10～20℃30日間で，植物プランクトンの窒素量の60～65%，[65,80] 動物プランクトンの窒素量の54～67%[65]が分解されるという報告があり，マガキ排せつ物より分解率は高いようである。懸濁物中の植物プランクトンの含量は変化が大きく，[84] 新鮮な植物プランクトンから分解途中のもの，分解困難なものまで色々の割合で含まれているので，細菌による分解の難易の幅が大きく，懸濁物の分解率には大きな差が出るものと考えられる。この懸濁物を摂餌しているマガキの排せつ物は，植物プランクトンより分解率は低く，また分解率に大きな差が出ることになると考えられる。

フェオフィチンの分解は，30～40日頃まで急速に進み，その後ゆるやかとなる。そして，実験開始時から50日目までの分解率は，実験1で75%，実験2では10℃で54.6%，20℃で65.6%が分解している。この分解率の範囲は55～75%と比較的狭く，しかも有機窒素の分解率より高い値である。

分解に伴なう無機態窒素の生成については VON BRAND *et al.*[118-122] が一連の研究を行っている。そしてアンモニア態窒素→亜硝酸態窒素→硝酸態窒素と段階的に酸化されてゆくことを報告している。しかし，今回の実験では，亜硝酸態窒素と硝酸態窒素がほとんど同時に出現しており，しかも亜硝酸態窒素の生成は極めて少ない。BOTAN *et al.*[6] のプランクトン分解実験における無機二態窒素の出現は，今回の実験と同じような結果が得られている。

要　　約

マガキ排せつ物の好気的分解速度を室内実験で研究し，以下の結果が得られた。

1. 分解初期に多量の酸素を消費する。実験開始時 9.6mℓ/g/日であるが，3日目には 1.9mℓ/g/日と急速に低下する。
2. 実験開始後30日目頃までに大部分の分解は終り，その後はゆっくり分解が進行する。実験開始後30日目までの排せつ物有機窒素の分解率は22～45%で，50～80日目では40～54%となる。
3. 10℃と20℃との分解率では，20℃の方が分解率が大きかった。しかし，温度による分解率の差より，基質となる排せつ物の違いによる分解率の差の方が大きかった。
4. フェオフィチンは，実験開始後30～40日目頃まで急速に分解し，それ以後ゆるやかとなる。50日目までの分解率は55～75%であった。

第2節　嫌気的条件下での分解速度

嫌気的分解の研究は，プランクトンについても，研究例は少ないようである。カキ養殖漁場のように，排せつ物の堆積量が多い所では，あまり分解が進まぬうちに還元層に埋め込まれると考えられるので，嫌気的条件下でのマガキ排せつ物の分解速度を研究した。

実　験　方　法

マガキ排せつ物の嫌気的分解速度の研究は，分解初期の研究と長期間の分解研究との二つに分けて行った。分解初期の研究は，この好気的分解研究と同時に行った。分解容器は遠心沈澱管を数本使用し，これに新鮮なマガキ排せつ物を一定量ずつ入れ，メンブランフィルター（孔径0.45μ）で沪過した海水を満たし，密栓して20±1℃の恒温室で暗所に保存した。調査日毎に1本ずつ取上げて遠心分離（3,000rpm，10分間）し，沈でん物でCODと酸素消費量とを測定した[63]。また有機窒素量をケルダール法で測定した。

長期間の分解研究は約300mℓのBODびん多数を用いた。これに新鮮なマガキ排せつ物を一定量ずつ入れ，メンブランフィルターで沪過した海水を満たし，密栓した。沪過海水は減圧沪過のため，溶存酸素量は1.5mℓ/ℓ以下であった。保存温度は10±0.5℃と20±1℃とであり，10℃は1975年1月21日から5月26日まで124日間，20℃は1973年10月1日から1974年4月1日まで182日間の分解を調査した。調査日毎に1本ずつ取出し，まず上層水のpHをガラス電極pHメーターで測定した。次いでメンブランフィルター（孔径0.45μ）で沪過し，沪過水からは無機三態窒素量と溶存有機窒素量とを，残渣からは有機炭素量，有機窒素量，フェオフィチン量を測定した。有機炭素量の測定は，蒸留水を加えて遠心分離（3,000rpm，10分間）を繰返して脱塩し，チュウリン法[43]で測定した。溶存有機態窒素はSTRICKLAND and PARSONS[107]のケルダール法によったが，アンモニア態窒素の量と合わせて測定されるので測定範囲を越える試料があり，通常のミクロケルダール法でも測定した。無機三態窒素，有機窒素量，フェオフィチン量は，好気的分解の試料の場合と同じ方法によって分析した。

結　　果

分解初期の変化　マガキ排せつ物の嫌気的分解初期の変化を有機窒素量，酸素消費量，CODについて調べた。有機窒素量は，実験開始時の値を100として，その百分率で示した。実験開始後3日目で83%となり，17%の有機窒素量が分解・溶出していることを示している（表11）。その後はあまり変化せず，分解は進まないようである。酸素消費量は，分解初期に9.6mℓ/g/日のものが，3日目で1/2の4.8mℓ/g/日という値になり，急速に低下するが，その後はほとんど変化しない。CODは実験開始時103mgのものが，その後約97～98mgと，ごく僅か低下するだけであり，ほとんど変化がないといえる。このように，嫌気的分解では，実験開始後僅かな日数だけ分解が進行し，その後はほとんど分解が進まないようである。

長期間における分解状況　本実験の結果はまとめて表14に示した。まず保存中の変化を10℃についてみると，実験開始後数日で硫化水素臭がするようになる。しかし，排せつ物の色には変化がみられず，60日目頃から黒く変色してくる。90日目になると，上層水に黒い微粒子が浮游していて，黒く濁っているのが

観察された。この状態は124日目の実験終了日まで続いた。

pHの変化は，実験開始時8.2～8.3であるが，10℃では，実験開始後2日目で7.8に急に低下し，4日目では7.6となる。これ以後は徐々に低下し，124日目には7.3にまで下る。20℃では，実験開始後4日目で7.3と急速に低下し，その後43日目にかけて徐々に低下して7.1にまで低下するが，その後再び，徐徐にではあるが上昇し，158日目以後7.3となった。

表14　マガキ排せつ物の10℃と20℃におけるけん気的分解

Table 14.　Anaerobic decomposition of oyster faeces at 10 and 20℃.

温度 Temp. (℃)	日数 Days	pH pH	フェオフィチン Phaeophytin (μg/g mud)	無機態窒素 Mineralised nitrogen*	溶存有機窒素 Dissolved Org. N*	固形物窒素 Particulate Org. N*	全窒素量 Total nitrogen*	固形有機炭素 Particulate Org. C*	C/N C/N ratio
10	0	8.2	1350	0	0	2.72	2.72	11.73	4.3
	2	7.8	1329	0.17	0.21	2.54	2.92	12.80	4.4
	4	7.6	1248	0.17	0.26	2.32	2.75	12.23	4.4
	6	7.6	1350	0.24	0.17	2.28	2.68	12.18	4.5
	9	7.6	1383	0.25	0.11	2.29	2.65	12.43	4.7
	13	7.6	1327	0.33	0.19	2.17	2.69	11.61	4.3
	17	7.6	1351	0.41	0.27	2.12	2.79	12.21	4.4
	20	7.5	1296	0.38	0.17	2.04	2.59	——	——
	25	7.5	1321	0.44	0.09	2.20	2.73	12.06	4.5
	32	7.6	1253	0.48	0.11	1.81	2.39	12.43	5.2
	41	7.5	——	0.37	0.08	1.95	2.40	11.82	4.9
	51	7.5	1165	0.47	0.03	2.00	2.49	9.61	3.9
	64	7.5	1297	0.47	0.12	1.86	2.40	11.63	4.8
	75	7.4	1232	0.58	0.09	2.21	2.87	12.31	4.3
	89	7.4	1274	0.61	0.11	2.15	2.88	10.45	3.6
	100	7.4	1241	0.56	0.23	2.25	3.03	10.61	3.5
	114	7.4	1125	0.58	0.05	1.98	2.61	11.01	4.2
	124	7.3	1214	0.60	0.10	2.08	2.77	11.03	4.0
20	0	8.3	1300	0	0	5.23	5.23	26.53	5.2
	4	7.3	1278	0	0.56	4.63	5.19	26.97	5.8
	8	7.3	1383	0.03	0.66	5.20	5.89	28.56	5.5
	15	7.2	1193	0.02	0.52	3.99	4.53	25.19	6.3
	25	7.2	1039	0.04	0.71	4.44	5.19	23.31	5.3
	35	7.2	1149	0.04	0.74	4.30	5.08	24.76	5.8
	43	7.1	1054	0.06	1.27	4.53	5.86	26.75	5.9
	61	7.2	897	0.06	1.18	4.07	5.31	25.48	6.3
	78	7.2	887	0.04	1.27	3.47	4.78	18.79	5.4
	87	7.2	864	0.06	1.36	3.34	4.76	——	——
	110	7.2	819	0.03	1.20	3.45	4.69	22.44	6.5
	124	7.2	787	0.06	1.46	4.44	5.95	26.65	6.0
	141	7.2	776	0.05	1.11	3.79	4.94	19.99	5.3
	158	7.3	903	0.04	1.30	2.89	4.24	16.84	5.8
	182	7.3	905	0.03	1.62	3.75	5.41	19.18	5.1

＊ mg/瓶，mg/bottle.

嫌気的条件下では，有機物が分解され，溶出した窒素はアンモニア態の状態でとどまっており，それ以上には酸化されない。したがって，窒素の形態は固形物有機窒素，溶存有機窒素，無機態窒素（アンモニア態窒素）の三つに分けられ，これらを合計した全窒素量は，1瓶当り10℃では2.39～3.03mg，20℃では4.24～5.95mgと比較的狭い範囲におさまっている。これら各々の形態別窒素量を，全窒素量に対する百分率として示したのが図20である。この図からマガキ排せつ物の分解状況を10℃についてみると，実験開始

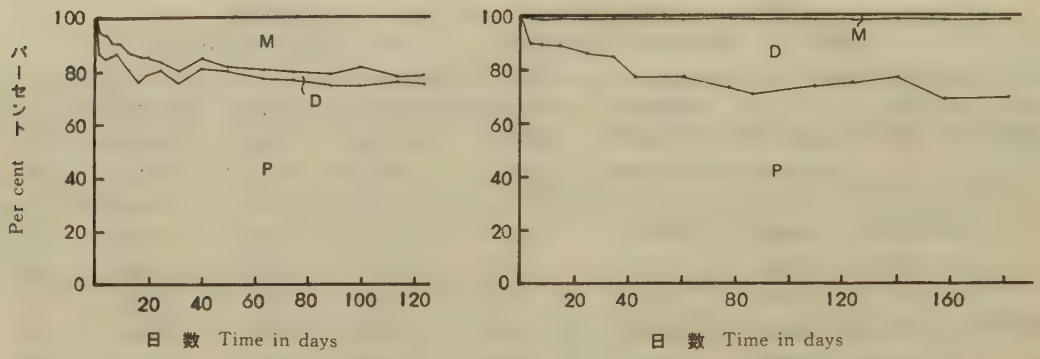


図20 嫌気的条件下におけるマガキ排せつ物中有機窒素の分解（左，10℃：右，20℃），M，無機態窒素；D，溶存有機窒素；P，フン中窒素.

Fig. 20. Proportion of change in nitrogen of oyster faeces at 10℃ (left) and 20℃ (right) under anaerobic conditions. M, mineralized nitrogen; D, dissolved organic nitrogen; P, residual nitrogen of oyster faeces.

後約20日間で分解はほぼ終り，それ以後はゆっくり分解が進行している。そして固形物有機窒素の分解率は20日目で約20%，100日目で約25%である。分解溶出した窒素は，大部分アンモニア態窒素となっており，溶存有機窒素量は全窒素量の約5%を占めるにすぎない。20℃の場合には，実験開始後数日は急速に分解が進み，それ以後は80日目頃にかけて徐々に分解が続き，その後の分解速度は極めてゆるやかとなる。そして固形物有機窒素の分解率は80日目で約25%，160～170日目には約30%となる。分解溶出した窒素の大部分は，10℃の場合と異なり，大部分は溶存有機態窒素であり，無機態窒素は全窒素量の1～2%と極めて少なかった。

マガキ排せつ物分解の温度による影響を，実験開始時の投入有機窒素量に対する分解率でみると，10℃でも20℃でもほとんど差は無いが，20℃の場合には，徐々にではあるが分解が引続いて行われている点が異なるだけであり，

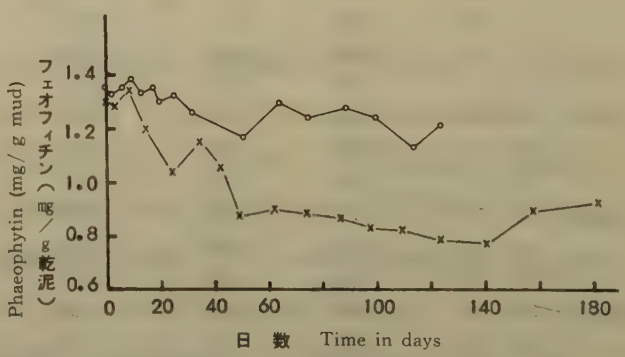


図21 嫌気的条件下におけるマガキ排せつ物中フェオフィチンの分解．○，10℃；×，20℃.

Fig. 21. Degradation of phaeophytin *a* under anaerobic conditions. ○, 10℃; ×, 20℃.

温度の影響は少ないようである。

フェオフィチンの分解は，10℃では徐々に進行し，実験開始時 1.35mg/g乾泥のものが，60～100日目では約1.2mg/g乾泥となり，11%の分解であった（図21）。20℃の場合には，実験開始後60日目頃にかけて急速に分解が進み，その後はほとんど分解しない。実験開始時のフェオフィチン量は 1.3mg/g乾泥であり，これが60日目には分解して 0.9mg/g乾泥となり，100～180日目では 0.8mg/g乾泥となる。この分解率は，60日目で31%，100～180日目で38%となる。このように，フェオフィチンの分解は温度の影響が大きい。

考　　察

還元過程の発達は溶存酸素量の消費，pH値・Eh値の低下から始まって硫化物の生成へと，段階的に進行するとされている[44]。分解初期にpH値が急速に低下し，或るpH値のところで平衡状態となる[4]。今回の実験では，10℃で124日に及ぶ実験でも，まだ平衡状態には達していないようであるが，20℃ではpH 7.2が平衡状態の値と考えられる。その後僅かにpH値が上昇する。嫌気的条件下での長期にわたる分解実験では，一旦下ったpH値が少し上昇することが認められている[19]。これは還元過程が進み，水酸化第一鉄が硫化鉄にかわるときに生成する水酸基によるpH値の上昇であると KOYAMA and SUGAWARA[45] は述べている。

マガキ排せつ物中有機窒素の嫌気的分解では，10℃でも20℃でも分解率にはほとんど差はなく，実験開始後80～100日目で25%という値になっている。20℃では，その後も徐々に分解が進むため，160～170日目では分解率約30%となっている。OTSUKI and HANYA[81] の *Scenedesmus* sp. を用いた実験では，20℃，200日間で有機窒素量の約70%が分解しており，これに比べるとマガキ排せつ物の分解率は極めて低いといえる。マガキ排せつ物中有機炭素の嫌気的分解については，10℃では実験開始時，1分解容器当り 2.72mgあったものが，約100日目頃には2.0mgに近い値となり，この期間の有機炭素の分解率は26%となる。20℃では，実験開始時，1分解容器当り5.23mgあり，これが180日目頃には約3.5mgとなり，分解率は33%となる。この分解率は，有機窒素の場合とほぼ同じである。したがって，C/N比の値はあまり変わらない。

分解溶出した窒素は，10℃ではアンモニア態窒素，20℃では溶存有機態窒素が多く，逆の結果となっている。OTSUKI and HANYA[81] の研究ではアンモニア態窒素が多く生成されており，溶存有機窒素量は少ない。VON BRAND *et al.*[121] は，有機物の嫌気的分解によりアンモニア態窒素が生成することを認めているが，アンモニア態窒素のほとんど生成されない例もあることを述べている。

要　　約

マガキ排せつ物の嫌気的分解速度を室内実験で研究し，以下の結果が得られた。

1. 分解初期に多量の酸素を消費する。実験開始時 9.6 mℓ/g/日 であるが，3日目には 4.8mℓ/g/日と1/2に低下し，それ以後はかわらなかった。
2. 実験開始後20日目頃まで比較的速く分解が進み，それ以後も，徐々に分解が進む。実験開始後20日目までの排せつ物有機窒素の分解率は15～20%，80～100日目で25%であった。

3. 10℃と20℃とでは，排せつ物有機窒素の分解率に，ほとんど差はみられなかった。
4. フェオフィチンは，実験開始後40～50日目頃まで急速に分解が進行し，以後ゆるやかとなる。60～100日目までの分解率は10℃で11%，20℃で31%であり，温度の影響が大きく，20℃では100～180日目には38%まで分解される。

考　察（第3章）

マガキ排せつ物の分解初期においては，酸素量の急速な消費が行われ，有機窒素の分解溶出量とは一致しない。しかし，有機窒素量の減少とCOD値の低下とは比較的よく似た動きを示している。それで，実験開始時の有機窒素量を100として，減少してゆく有機窒素量を百分率で示すと，COD値との間には正の相関関係が得られる（図22）。このことから，COD値は，分解初期の有機物量を示す1つの良い指標になると考えられる。

マガキ排せつ物中有機窒素の好気的分解割合は，実験開始後，30日目で22～45%，50～80日目では40～54%である。一方，嫌気的分解速度は，実験開始後30日目で15～20%，80～100日目で25%，160～170日目で30%となり，好気的分解速度の約1/2である。10℃と20℃との温度による分解速度は，20℃の方が分解率は大きいが，それ以上に実験毎の分解率の値の変化の方が大きく，温度の影響はむしろ小さいといえる。

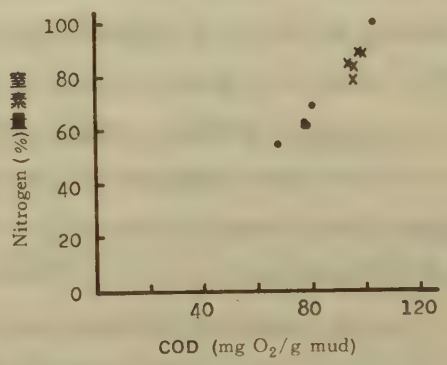


図22　マガキ排せつ物分解に伴なう窒素量の残量(%)とCODとの関係．●，好気的分解，×，嫌気的分解．

Fig. 22. Relationship between COD and the residual nitrogen content in percent of that originally determined in the faeces. Aerobic (●) and anaerobic (×) decomposition.

マガキ排せつ物の養殖漁場内における堆積速度は1.1～1.4g/㎡/年と推定される。排せつ物の比重は2.55であり，底質表層の乾泥含量を25%とすると，堆積する厚さは8.7～4.8cmとなる。カキ養殖期間は6月～翌年4月の10カ月間なので，平均月間堆積量は約4～5㎜となる。底泥の酸化層は，夏季には2㎜程度であり，冬季には少し厚くなる。したがって，沈降して底質表面に達したマガキ排せつ物は，1カ月以内に，後から沈降してくる堆積物によって還元層に埋め込まれることになる。広島湾内におけるマガキ排せつ物の平均有機窒素量は，擬糞より糞の量が多い（表5）ことを考慮して，図9からわかるように，約8mg/gと考えられる。筏直下の沈降物中有機窒素量は，表8から算出すると，排せつ物中有機窒素量の約70～80%となる。したがって，底質表面には5～6mg/gの有機窒素量として沈降すると考えられる。これが約1カ月間酸化層にあると仮定すると，この期間の分解率は30～40%なので，底質表面に達してから1カ月後の有機窒素量は約3～4mg/gになると考えられる。その後還元層に埋め込まれ，徐々に分解されてゆくと考えられるが，再懸濁するとすれば，酸化分解はこれ以上に進むと考えられる。同様にして，音戸養殖漁場についてみると，ここでのマガキ排せつ物中有機窒素量は5～6mg/g（図

9）であり，その70～80％の有機窒素量で沈降するとすれば 3.5～4.8mg/g となる。この値は，音戸養殖漁場内の沈降物中有機窒素量の 3.0～4.5mg/g（表9）とほぼ一致する。そして，底質表面に達してから約30日間酸化分解を受けて，有機窒素量の30～40％が分解するとすると，2～3mg/g になると考えられる。

フェオフィチンの分解は，実験開始後50日目で，好気的条件下では10℃ 54.6％，20℃ 65.6％であり，嫌気的条件下では10℃ 11％，20℃ 31％となり，嫌気的条件下での分解は極めておそい。VALLENTYNE[117]は，光と酸素がクロロフィルの分解を高め，還元状態がクロロフィルの保存に役立つと述べている。このことはクロロフィルだけではなく，フェオフィチンも同じであることを示している。また，フェオフィチンでは，保存温度の影響も大きいことが明らかとなった。

第3編　マガキ排せつ物の底質に及ぼす影響

カキ養殖漁場の老化をひきおこす原因物質と考えられるマガキ排せつ物の量は，筏1台当り年間約20トンという多い量であることが明らかにされた。この多量の排せつ物はあまり遠くまでは運搬されず，その大部分の量は筏の周辺に堆積するものと推定された。したがって，養殖漁場内の底質は，その周辺の底質に比べて，排せつ物の堆積によって有機物に富む底質になっていると考えられる。これが底質の悪化，酸素消費量の増大を招き，カキの成育低下，底層溶存酸素量の低下などをひきおこしていると考えられる。これらの点を解明する目的で，カキ養殖漁場内外の底質の性状を調査し，また底泥表面酸素消費量を測定した。さらに，有機物に富む底質を改善する目的で海底耕うんを試み，その効果についても研究したので，これらの研究結果を報告する。

第1章　カキ養殖漁場内外の底質の性状

マガキ排せつ物が養殖筏の周辺に分散しているとすれば，養殖漁場内と養殖漁場外とでは底質有機物量に差がみられる筈である。このことを解明する目的で，養殖漁場内外の底質調査を行うと同時に，北部広島湾外の，カキ養殖とは関係のない地点の底質も調査し，比較検討したので，その結果を報告する。

実　験　方　法

採泥は1970年1月から1973年2月にかけて，主として冬季に行った。採泥点は図23に示した22点であり，カキ養殖漁場の内か外かを明確にするために，図23にはカキ養殖漁場の位置も示した。調査地点と採泥年月日は以下の通りである。

採泥地点	採泥点番号	採泥年月日
五日市	1～4	1970年 1 月18日
津久根	5～8	1971年 1 月18日
広島湾	9～15	1973年 2 月12日
江田湾	16, 17	1970年12月14日

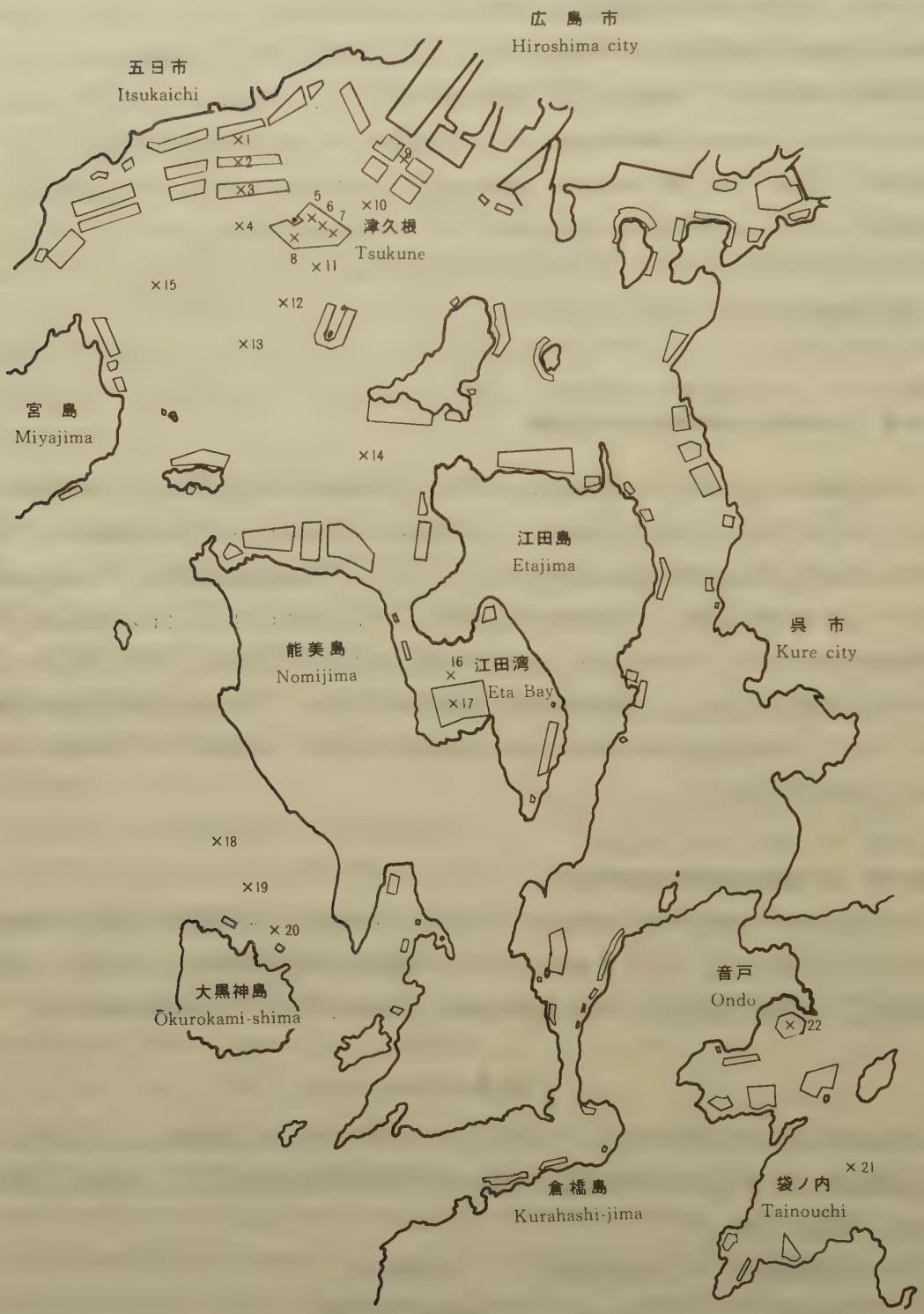


図23　採泥地点図

Fig. 23. Location of sediment cores collected in Hiroshima Bay.

大黒神島	18～20	1972年 7 月21日
袋の内湾	21	1973年 2 月13日
音戸	22	1972年 5 月16日

採泥は内径7.5cm，長さ1mのスチロール・パイプまたは塩ビパイプを，スキューバダイビングによって底泥中に静かに押し込み，底泥の成層を崩さぬようにして柱状採泥した。これを分析時まで－20℃で凍結保存し，分析に際しては0cm（0～2cm），5cm（4～6cm），10cm（9～11cm）のように，5cm間隔毎に2cm幅の泥を切りとって供試した。

分析は乾泥含量，COD，酸素消費量，硫化物量，有機炭素量，有機窒素量，振とう溶出栄養塩類である。このうち乾泥含量，COD，酸素消費量，硫化物量は水質汚濁調査指針[63]によった。有機炭素量は脱塩後チュウリン法[43]で分析した。有機窒素量はケルダール窒素量を求め，これを有機窒素量とした。振とう溶出栄養塩類の分析は奥田の方法[72]によった。

一部の地点については泥粒分析を行った。供試泥中の1cm以上の大きなカキ殻を除いた後，1ℓビーカーに約20gの泥を秤り取って入れ，上澄液を捨てて蒸溜水を加える操作を繰返して脱塩した。過酸化水素水による処理は行わなかった。脱塩後，ピペット法とタイラーの標準篩とで測定した[70]。

結　　果

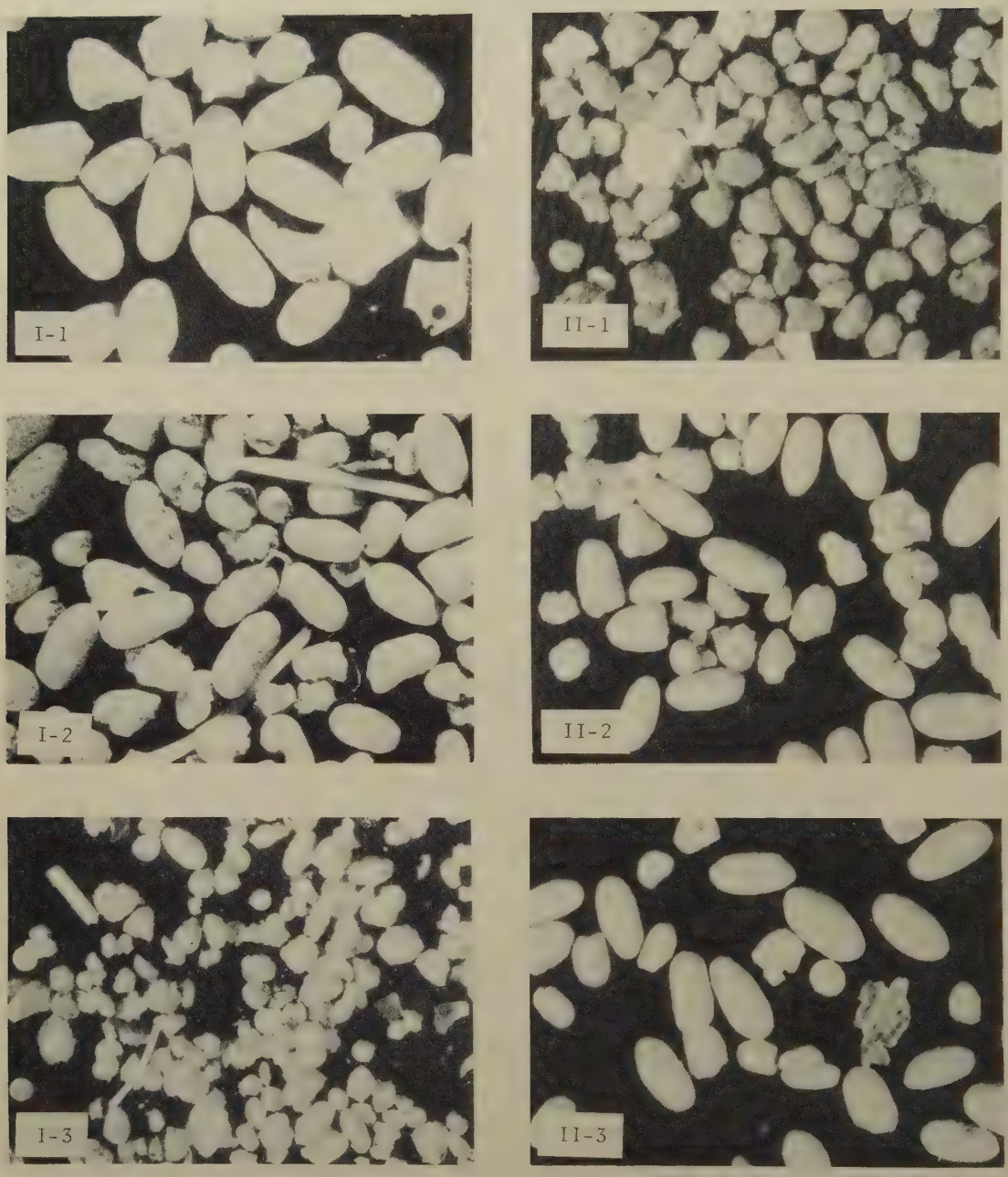
粒径分析　数地点の，深さ別も含めた底質の粒径分析を行った。数値はファイ値[46]で示し，四分位偏差，四分位わい度は次式で算出した。

$$\text{四分位偏差} = \frac{Q_{3\phi} - Q_{1\phi}}{2} \qquad \text{四分位わい度} = \frac{Q_{3\phi} + Q_{1\phi} - 2\mathrm{Md}}{2}$$

表15からわかるように，平均粒径は7.0～7.4であり，一部に6.2～6.3の値がみられるが，いずれも微

表15　広島湾底質の粒径分析
Table 15. Textural variations of samples from Hiroshima Bay

調査点 Location	St.	深さ Depth (cm)	平均粒径 Median diameter (Mdφ)	1/4粒径 The first quartile ($Q_1\phi$)	3/4粒径 The third quartile ($Q_3\phi$)	四分位偏差 Quartile deviation (QDφ)	四分位わい度 Quartile skewness ($Sk_q\phi$)
広島湾 Hiroshima Bay	10	2－4	7.3	5.8	9.3	1.75	＋0.25
五日市 Itsukaichi	2	0－2	6.3	5.1	7.7	1.30	＋0.10
津久根 Tsukune	5	4－6	7.3	6.4	8.6	1.10	＋0.20
		14－16	6.3	5.5	7.4	0.95	＋0.15
		24－26	7.4	6.4	8.6	1.10	＋0.10
大黒神島 Okurokami-shima	20	0－2	7.0	5.6	8.5	1.45	＋0.05
		19－21	7.3	5.9	8.8	1.45	＋0.05
		39－41	7.3	6.1	8.9	1.40	＋0.20
袋ノ内湾 Tainouchi Bay	21	2－4	6.2	5.6	6.7	0.55	－0.05



図版 I　広島湾底質中のフン粒．I　袋ノ内，2—4cm層のフン粒，I—1，1～0.5mm，I—2，0.5～0.25mm，I—3，0.25～0.1mm．II　津久根カキ養殖漁場，粒径 0.5～0.25 mmのフン粒．泥の深さ：II—1，4～6 cm，II—2，14～16cm，II—3，24～26cm.

Plste I.　Faecal pellets in the muds in Hiroshima Bay. I, Tainouchi, 2 4 em depth. Particle size; I-1, 1～ 0.5 mm, I-2, 0.5～ 0.25 mm, I-3, 0.25～ 0.1 mm. II, Tsukune oyster farm, particle size 0.5～ 0.25 mm. Depth; II-1, 4～6 cm, II-2, 14～16 cm, II-3, 24～26 cm.

細シルトに属する。そして，底質の類別としては大部分が粘土であり，一部がシルト質ロームに属する。四分位偏差は袋の内湾（St. 21）だけが0.55と小さな値であるが，一般的には0.95～1.75という値であり，幅は広い。しかし，四分位わい度は0.05～0.25と小さく，かたよりは小さいことがわかる。このように，これらの調査点では，いずれも同じような性状の泥であり，カキ養殖漁場の内外の別，また同一地点の深さ別での差異は認められなかった。

ふるい上に残るものは全部合わせても試泥量の数パーセントである。このうち，1㎜以上の大きさのものは二枚貝の貝殻片であり，1㎜以下のものは砂ではなく，泥の塊であった。泥の塊を検鏡すると，いわゆる糞粒（faecal pellets）[67,68]が混入しているのが認められた。津久根養殖漁場（St. 5）と袋の内湾(St. 21)とについて調べたところ，1～0.5㎜の大きさは，ほとんどが糞粒であり，0.5～0.25㎜の大きさでは糞粒の割合は一定していなかった。0.25㎜以下の大きさのものでは糞粒は少なく，大部分が単なる泥の塊であった。St. 21では，2～4㎝の深さの泥から51～59㎝の深さの泥まで調べたが，いずれも差はなく，0.5～0.25㎜の大きさの粒子の大部分が糞粒で占められていた（図版Ⅰ）。St. 5では，0.5～0.25㎜の大きさの粒子のうちに占める糞粒の割合が深さによって異なり，4～6㎝の深さの所では糞粒の占める割合は少ないが，14～16㎝の深さになると1/2～1/3が糞粒となり，24～26㎝の深さでは，その割合はさらに高くなる。カキ養殖漁場内では，表層に近くなるほど糞粒の占める割合が少なくなるようである。MOORE[66]によると，Clyde Seaでは糞粒が底質の40%を占める所があり，極端な所では，糞粒のみで覆われている所があるというが，広島湾ではこのような例はみられなかった。

乾泥含量　乾泥含量の垂直分布を図24にまとめて示した。一般的に言えることは，表層泥の乾泥含量が，

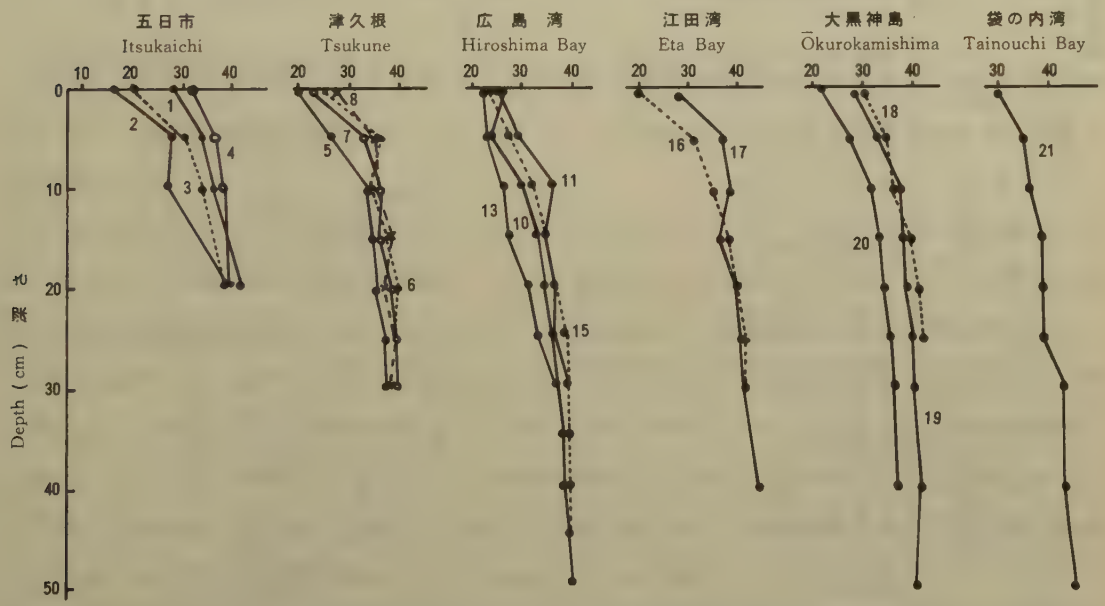


図24　広島湾底質の乾泥含量の垂直分布．図中の番号は調査点を示す．

Fig. 24.　Vertical distribution of dry mud content in Hiroshima Bay. Numbers in the figure represent the sampling stations.

表16 全 硫 化 物 (mg S/g乾泥)

Table 16. Total sulphide (mg S/g dry mud).

深さ Depth (cm)	五日市 Itsukaichi				津久根 Tsukune				広島湾 Hiroshima Bay							江田湾 Eta Bay		大黒神島 Ôkurokami-shima			袋ノ内 Tainouchi	音戸 Ondo
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
0 — 2	0.98	0.18	0.54	0.20	0.30	1.27	1.04	1.44	0.31	0.38	0.48	0.45	0.18	0.31	1.20	0.11	1.16	0.09	0.16	0.23	0.16	0.15
4 — 6	0.73	1.93	0.58	0.13	0.38	1.26	0.90	1.22	0.99	1.06	0.17	0.13	0.27	0.17	0.51	0.35	1.05	0.06	0.19	0.16	0.15	0.40
9 — 11	0.24	2.91	0.31	0.24	1.34	0.50	1.01	0.40	0.88	0.66	0.34	0.85	0.33	0.25	0.48	0.18	0.47	0.20	0.15	0.20	0.22	0.38
14 — 16					1.29	0.19	0.43	0.23	0.42	0.36	0.27	0.67	0.27	0.21	0.30	0.84	0.56	0.18	0.16	0.15	0.14	0.33
19 — 21	0.32	0.22	0.23	0.22	0.31	0.22	0.21	0.15	0.25	0.36	0.21	0.20	0.28	0.17	0.43	0.19	0.27	0.16	0.19	0.16	0.17	0.16
24 — 26					0.27	0.20	0.17	0.14	0.20	0.29	0.20	0.30	0.12	0.13	0.31	0.24	0.31	0.10	0.19	0.16	0.23	
29 — 31					0.20		0.30	0.09	0.21	0.33	0.20	0.16	0.17	0.25	0.40	0.15	0.25		0.10	0.05	0.23	0.03
34 — 36									0.02	0.18	0.28	0.18		0.12	0.40					0.09		
39 — 41									0.17	0.22		0.13		0.23	0.46				0.13		0.14	0.15
44 — 46									0.10	0.27		0.13		0.12	0.38							
49 — 51									0.32	0.30		0.16			0.34				0.19			0.05
53 — 55									0.12													
59 — 61															0.26							

表17 COD (mg O_2/乾泥)

Table 17. COD (mg O_2/g dry mud)

深さ Depth (cm)	五日市 Itsukaichi				津久根 Tsukune				広島湾 Hiroshima Bay						江田湾 Eta Bay		大黒神島 Ôkurokami-shima			袋ノ内 Tainouchi	音戸 Ondo
	1	2	3	4	5	6	7	8	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
0 — 2	28.9	17.9	24.7	11.4	50.5	26.9	36.7	22.8	32.6	23.7	24.6	23.7	29.9	28.6	13.5	41.2	8.3	21.6	18.7	11.5	22.3
4 — 6	39.1	40.2	23.5	17.4	39.8	32.7	38.8	34.9	39.4	23.3	22.6	24.9	23.3	26.9	16.3	28.1	11.2	22.2	12.1	14.7	17.5
9 — 11	27.5	34.5	15.4	11.8	23.7	34.3	30.2	32.0	36.1	22.9	22.1	22.7	23.3	25.0	16.8	23.4	12.5	16.8	14.9	18.5	18.5
14 — 16					31.4	30.1	29.9	25.9	33.0	19.4	35.9	18.1	22.4	22.4	18.3	34.0	14.7	17.2	6.0	20.3	20.2
19 — 21	18.4	14.3	16.6	14.3	33.4	27.7	23.2	24.7	31.7		30.2	15.4	19.7	25.0	19.9	22.5	11.3	17.2	9.6	20.5	15.8
24 — 26					28.9	26.3	22.5	15.9	23.3	18.9	39.6	14.6	21.5	22.8	19.1	21.0	10.7	14.7	14.5	15.1	
29 — 31					26.1		28.4	21.7	27.3	18.5	27.0	16.8	21.7	20.6	13.3	17.2	13.1	13.8	11.4	13.9	11.8
34 — 36									22.6	20.3	25.8		22.1	22.0					11.0		
39 — 41									27.2		21.3		22.4	20.7		19.0		13.0	12.9	14.8	13.2
44 — 46									23.3		22.2		22.2	19.2							
49 — 51									24.0					19.8				15.8		14.3	11.8
59 — 61														17.6				14.6			

北部広島湾水域では30%以下であり，湾外の大黒神島，袋の内湾では約30%となっていることである。また，30cm以上の深さの泥では，北部広島湾水域では約40%，湾外では42～45%となっている。ただ，大黒神島のSt．20が全般的に低い値であった。逆に，北部広島湾内では五日市が高い値である。カキ養殖漁場のSt．2，3の表層は低い値であるが，養殖漁場の外側のSt．4は高い値であり，5～10cmの深さになると，各地点とも28～35%になり，北部広島湾外と同じような値となっている。五日市の近くにある津久根カキ養殖漁場も同じ傾向がみられ，高い値である。江田湾では，カキ養殖漁場内のSt．17が，北部広島湾外と同じような高い値を示しており，養殖漁場外のSt．16は10cm以浅の層で低い値となっている。

このように，乾泥含量の値は場所による差異が大きく，養殖漁場内か否かとは一定の関係はみられないようである。

硫化物量　全硫化物量を表16に示した。北部広島湾外の，カキ養殖の行われていない大黒神島，袋の内湾では0.23mg S/g 乾泥以下の低い値である。カキ養殖の行われている音戸（St．22）では0.40mgと，少し高い値となっている。

北部広島湾の調査点のうち，カキ養殖の行われていないSt．9～15についてみると，St．9，10では約1mg Sの高い値がみられる。ここから南に向かっては，一般的に低い値になってゆき，St．13，14では0.3mg以下の値となる。カキ養殖場では，五日市のSt．2の9～11cmの深さで2.91mgという高い値が得られた。津久根養殖場では1.0～1.4mgの高い値である。この両養殖場の中間にあるSt．4では0.24mg以下，津久根養殖場に近いSt．11では0.5mg以下と，養殖場から少し離れると低い値となっている。

以上をまとめると，北部広島湾外では0.23mg以下，湾内の南部では0.3mg以下であり，北へ行くほど高い値となってゆき，養殖漁場内では1mg以上となっている。ただ，養殖漁場から少し離れると低い値となる。

ＣＯＤ　各調査点におけるＣＯＤ値は，まとめて表17に示した。北部広島湾外の，カキ養殖の行われていないSt．18～21では20mg O_2/g乾泥以下の値であり，カキ養殖の行われている音戸でも約20mg以下の低い値であった。

北部広島湾内では，カキ養殖の行われていないSt．11～15においては，一般的に表層で25～30mgであり，深くなるにしたがって次第に低い値となり，20～25cmの深さでは約20mgとなる。しかし，St．10の20cm以浅では30～40mg，St．12の15～25cmの深さでは35～40mgという高い値がみられた。養殖漁場内では，五日市のSt．1，2の表層で40mgという高い値となっている。また，津久根養殖漁場でも35～40mgという高い値であり，特にSt．5の表層では50.5mgという極めて高い値がみられた。五日市と津久根両養殖漁場の中間点であるSt．4では20mg以下であり，津久根養殖漁場の近くのSt．11でも24mg以下の低い値であった。

これらをまとめると，北部広島湾外では20mg以下の低い値である。北部広島湾内では，表層で25～30mgという値であり，これが養殖漁場内では30～40mgという高い値となっている。

有機炭素量　広島湾底質中の有機炭素量を表18に示した。北部広島湾外の調査点のうち，カキ養殖の行われていないSt．19，21では15mg C/g乾泥以下であり，カキ養殖の行われている音戸（St．22）の表層でも13.5mgであり，湾外はいずれも低い値であった。

表18 有機炭素量（mg C/g 乾泥）

Table 18. Organic carbon contents (mg C/g dry mud).

深さ Depth (cm)	五日市 Itsukaichi		津久根 Tsukune		広島湾 Hiroshima Bay							江田湾 Eta Bay		大黒神島 Ôkurokami-shima	袋ノ内 Tainouchi	音戸 Ondo
	1	3	6	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	19	21	22
0 — 2	19.7	23.8	19.3	15.0	22.0	20.7	18.1	17.6	15.1	14.1	12.8	13.2	16.7	12.6	12.9	13.5
4 — 6	21.5	17.2	21.0	13.3	24.9	23.8	16.7	14.8	14.5	14.1	16.7	15.1	17.4	11.7	14.2	11.4
9 — 11	16.0	13.4	19.0	15.8	26.0	23.0	16.0	19.5	15.7	12.7	14.4	15.0	15.3	11.9	14.1	11.4
14 — 16			18.0	13.7	24.6	22.9	16.3	13.4	13.4	13.1	15.0	13.8	16.3	11.7	14.9	9.9
19 — 21	16.5	16.0	15.4	14.0	24.7	20.4	14.9	17.1	14.9	12.2	13.2	12.6	17.2	12.5	14.5	9.0
24 — 26			15.2	13.5	26.0	20.4	12.1	15.5	13.1	10.9	12.4	13.2	13.3	11.2	12.5	
29 — 31				11.2	25.0	19.3	13.9	14.2	11.7	12.1	12.3	13.5	11.5	11.0	14.6	8.6
34 — 36					22.6	16.2	13.9	14.7		11.2	12.4					
39 — 41					20.4	17.9		14.4		11.8	12.0		13.0	8.1	12.3	8.3
44 — 46					21.1	17.1		14.1		11.4	12.4					
49 — 51					22.2	16.1		12.9			10.9			9.5	10.2	8.0
53 — 55					18.7											
59 — 61											10.6			10.0		

表19 有機窒素量（mg N/g 乾泥）

Table 19. Organic nitrogen content (mg N/g dry mud).

深さ Depth (cm)	五日市 Itsukaichi				津久根 Tsukune				広島湾 Hiroshima Bay							江田湾 Eta Bay		大黒神島 Ôkurokami-shima			袋ノ内 Tainouchi	音戸 Ondo
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
0 — 2	2.7	3.7	3.9	2.0	3.4	2.6	3.1	1.6	2.1	2.2	2.0	2.3	2.5	2.4	2.6	2.4	2.9	—	1.9	2.2	1.8	2.7
4 — 6	2.4	3.1	2.7	1.8	3.0	2.5	2.3	2.4	2.4	2.5	2.0	2.4	2.4	2.1	2.3	2.4	2.7	2.1	1.8	2.2	1.9	2.2
9 — 11	2.0	3.0	2.2	1.7	2.5	2.2	2.1	2.1	2.3	2.4	1.9	2.3	2.3	1.9	2.2	1.9	2.3	2.0	1.8	1.9	2.0	1.9
14 — 16					2.4	1.9	2.1	1.8	2.0	2.2	1.8	2.6	2.0	1.8	1.9	1.8	1.8	1.9	1.3	1.8	2.0	1.6
19 — 21	1.8	1.7	1.8	1.6	2.0	1.8	1.9	1.3	1.9	2.0	1.7	2.3	1.9	1.8	1.9	2.0	2.0	1.7	1.5	1.6	1.7	1.5
24 — 26					1.6	1.8	1.7		1.9	1.9	1.9	2.0	1.8	1.7	1.9	1.7	1.8	1.6	1.4	1.5	1.7	
29 — 31					1.8		1.9	1.8	1.8	1.9	1.6	1.9	1.5	1.7	1.7	1.6	1.3	1.6	1.1	1.5	1.7	1.4
34 — 36									1.8	1.7	1.5	1.9		1.6	1.8					1.5		
39 — 41									1.8	1.8		1.9		1.8	1.7		1.6		0.7	1.3	1.5	1.3
44 — 46									1.7	1.7		1.6		1.5	1.6							
49 — 51										1.6		1.5			1.6				1.4		1.2	1.3
53 — 55									1.7													
59 — 61															1.5				1.0			

北部広島湾内では，河口に近いSt．9の値が高く，表層から30cmの深さまで25～26mgであり，50cmの深さでも20mg以上の値であった。St．10も15cmの深さまで約23mg，それから30cmの深さまで20mg以上の高い値であった。これから南に向かうにしたがって低い値となり，St．13では約15mg以下の値となる。カキ養殖漁場内では，五日市の表層が20～24mg，津久根では約20mgである。江田湾では，養殖漁場内のSt．17の表層が約17mg，養殖漁場外が約15mgという値であり，養殖漁場内の値が少し高いようである。

これらの結果をまとめると，北部広島湾外の有機炭素量は15mgC/g乾泥以下の値である。北部広島湾内では約15～18mgの値であるが，養殖漁場内では，表層で20～24mgの高い値となる。しかし，河口に近いSt．9では25～26mgであり，St．10でも23mgという高い値であり，カキ養殖漁場内より高い値となっている。

有機窒素量　底質中有機窒素量（ケルダール窒素量）は，まとめて表19に示した。北部広島湾外の，カキ養殖の行われていないSt．18～21では，表層で2.0～2.2mgN/g乾泥という値であり，深くなるにしたがって次第に少なくなり，50cmの深さで1.3～1.4mgとなる。カキ養殖漁場内のSt．22では，表層のみ2.7mgという高い値であるが，5cmより深い所の泥では，カキが養殖されていない所の値とかわらなくなる。

北部広島湾内では，まずカキ養殖の行われていないSt．9～15についてみると，表層は2.0～2.6mgであり，10～15cm以浅の値を比較すると，場所的な差はみられない。カキ養殖漁場内では，五日市の表層で2.7～3.9mg，津久根では2.4～3.4mgという高い値である。五日市と津久根両養殖場の中間点にあるSt．4では，表層でも2.0mgという低い値であり，津久根養殖場に近いSt．11でも2.0mg以下の低い値であった。江田湾内では，カキ養殖漁場内のSt．17は，表層で2.9mgという高い値であるが，養殖漁場の少し外にあるSt 16では，表層で2.4mgという低い値となっている。

これらの結果をまとめると，北部広島湾外の調査点では，表層で2.0～2.2mgN/g乾泥という値である。北部広島湾内では表層で2.0～2.6mgであり，湾外より少し高い値となり，養殖漁場内では約3～4mgという極めて高い値となる。

C/N比の値は，表20に示したように，北部広島湾外のSt．19，21の表層は6.6～7.2という値であり，深くなるほど高い値となり，St．19では10以上，St．21では8.5となり，St．19が高い値を示す。St．22は5～6という低い値であった。

北部広島湾内では，河口に近いSt．9，10が，有機炭素量が著しく多かったことの影響で，表層でも約9.5という高い値であり，深くなるにしたがってさらに高い値となり，St．9では25～30cmの深さで最も高い約14という値に達し，St．10も10～11という値になる。その他の調査点では7～8という値が多いが，St．13～15では少し低い値となっている。

酸素消費量　広島湾底質の酸素消費量を表21に示した。調査点数が少ないが，北部広島湾外のSt．21では表層が0.13mℓ O_2/g乾泥と低い値であり，10～15cmの深さで0.47mℓという値になる。北部広島湾内では，St．10が特に高い値であり，約20cmまでの深さで1mℓ以上の値となっている。St．11～15では約0.5～0.6mℓ以下の値であり，特にSt．14では約0.2mℓ以下という低い値であった。津久根カキ養殖漁場内では，St．5が上層で1mℓ以上の高い値であり，St．6～8でも0.84～0.89mℓという高い値であった。江

表20　C/N 比

Table 20.　C/N ratio.

深さ・Depth (cm)	五日市 Itsukaichi		津久根 Tsukune		広島湾 Hiroshima Bay							江田湾 Eta Bay		大黒神島 Ôkurokami-shima	袋ノ内 Tainouchi	音戸 Ondo
	1	3	6	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	19	21	22
0－2	7.3	6.1	7.4	9.4	9.6	9.5	8.4	7.6	5.8	6.0	5.7	5.5	5.7	6.6	7.2	5.0
4－6	9.0	6.4	8.4	5.5	10.3	9.4	8.3	6.2	5.9	6.8	7.5	6.3	6.4	6.5	7.5	5.2
9－11	8.0	6.1	8.7	7.5	11.1	9.7	8.5	8.5	6.9	6.6	7.5	7.9	6.7	6.6	7.1	6.0
14－16			9.4	7.6	12.1	10.5	9.3	5.2	6.6	7.1	7.9	7.7	9.1	9.0	7.4	6.2
19－21	9.1	8.9	8.6	7.8	13.1	10.0	8.7	7.3	7.8	6.6	7.2	6.3	8.6	8.3	8.5	6.0
24－26			8.5		14.1	10.6	6.5	7.9	7.3	6.3	7.3	7.8	7.4	8.0	7.3	
29－31				8.6	13.7	10.1	8.7	7.4	7.7	7.1	6.9	8.4	8.8	10.0	8.6	6.2
34－36					12.6	9.8	9.1	7.9		7.0	7.3					
39－41					11.1	10.2		7.6		6.6	7.7		8.1	11.5	8.2	6.4
44－46					12.8	10.0		8.6		7.5	7.6					
49－51					9.3	10.1		8.5			7.2			6.8	8.5	6.2
53－55					11.3											
59－61											7.1			10.0		

表21　広島湾底質の酸素消費量（mℓ O_2/g乾泥）

Table 21.　Oxygen consumption of muds in Hiroshima Bay (mℓ O_2/g dry mud)

深さ Depth (cm)	津久根 Tsukune				広島湾 Hiroshima Bay						江田湾 Eta Bay		袋ノ内 Tainouchi
	5	6	7	8	10	11	12	13	14	15	16	17	21
0－2	1.16	0.56	0.13	0.84	1.00	0.47	0.57	0.31	0.21	0.13	0.38	1.15	0.13
4－6	1.18	0.89	0.84	0.54	1.68	0.55	0.26	0.45	0.19	0.32	0.40	0.89	0.29
9－11	1.12	0.69	0.28	0.37	1.35	0.33	0.81	0.42	0.09	0.45	0.36	0.76	0.47
14－16	1.08	0.39	0.11	0.16	1.09	0.43	0.69	0.44	0.19	0.25	0.23	0.53	0.47
19－21	0.70	0.25	0.16	0.19	0.95	0.39	0.37	0.38	0.14	0.36	0.34	0.72	0.36
24－26	0.64	0.08	0.38	0.05	0.78	0.29	0.44	0.26	0.13	0.30	0.19	0.58	0.38
29－31	0.60			0.05	0.67	0.29	0.38	0.21	0.21	0.22	0.22	0.48	0.37
34－36					0.64	0.35	0.21		0.22	0.28		0.46	
39－41					0.59		0.13		0.27	0.27			0.39
44－46					0.57		0.19		0.27	0.23			
49－51					0.66		0.18			0.36			0.35
59－61										0.32			

田湾内では，カキ養殖漁場外のSt．16では0.4 mℓ 以下であるが，養殖漁場内のSt．17では表層で1 mℓ以上の高い値となっている。

以上の結果をまとめると，北部広島湾外の底質の酸素消費量は0.5 mℓ O_2/g乾泥以下であり，北部広島湾内では0.5～0.6 mℓ 以下であり，湾の内外の値にはあまり差はない。ただ，St．9の上層で1 mℓ 以上の高い値がみられた。養殖漁場内では0.8 mℓ 以上の高い値となっている。

フェオフィチン量　広島湾底質中のフェオフィチン量を表22にまとめて示した。

北部広島湾外のSt．18～21では，表層で約45μg/g 乾泥以下であり，深くなるにしがって次第に低い値となる。カキ養殖漁場内のSt．22では，表層で63μg と，いくらか高い値であった。

北部広島湾内のSt．9～15では，表層で55～75μg という値であった。10cmの深さで20～57μg，20cmの深さで13～37μgとなり，深くなるほど低い値となっている。カキ養殖漁場内では，St．6の表層で138μgの高い値である。江田湾内では，養殖漁場外のSt．16でも表層で93μg と高い値である。養殖漁場内の

表22　広島湾底質中のフェオフィチン量（μg/g 乾泥）

Table 22.　Phaeophytin contents of muds in Hiroshima Bay (μg/g dry mud)

深さ Depth (cm)	広島湾 Hiroshima Bay						津久根 Tsukune	江田湾 Eta Bay		大黒神島 Ôkurokami-shima			袋ノ内 Tainouchi	音戸 Ondo
	9	11	12	13	14	15	6	16	17	18	19	20	21	22
0－2	75	72	66	70	55	67	138	93	—	35	23	43	46	63
4－6	71	36	70	54	28	42	94	59	93	30	20	35	32	56
9－11	57	22	44	36	19	25	60	34	68	27	14	22	24	37
14－16	43	19	59	25	17	22	38	23	41	13	10	15	18	22
19－21	25	15	37	18	13	18	19	15	36	10	9	13	15	12
24－26	18	11	26	13	12	13	13	10	16	10	8	11	21	
29－31	15	12	18	12	10	11		8	12		7	9	10	7
34－36	11	11	16		11	11					6	7		
39－41	9		13		10	9			9		6	6	7	6
44－46	10		11		10	9					5			
49－51	6		11			8							8	5
53－55	8													
59－61						8							6	

St. 17は，表層が欠測で明らかではないが，5cmの深さで93μgという値であるから，表層では100μg以上になっていると考えられる。

これらの結果をまとめると，北部広島湾外では45μg/g 乾泥以下であり，北部広島湾内では60～70μgと，少し高い値となる。カキ養殖漁場内では100μg以上の高い値となっている。

振とう溶出栄養塩類　振とう溶出栄養塩類のうち，亜硝酸態窒素は，いずれも1μg/g 乾泥以下の低い値であり，一部には，添加海水中の亜硝酸態窒素濃度が，振とう後減っているものもみられた。硝酸態窒素は数μg/g 乾泥以下の値であったが，北部広島湾のSt. 11，12では10μg以上の値のものもみられた。アンモニア態窒素は，表23からわかるように，大部分の調査点で20～30μg/g 乾泥という値であった。しかし，St. 9では100μg以上の高い値が15cmの深さまでみられている。また，大黒神島のSt. 18でも60～70

表23　広島湾底質の振とう溶出アンモニア態窒素（μg/g 乾泥）

Table 23.　Ammonium-nitrogen of muds in Hiroshima Bay, diffused by shaken with sea water

深さ Depth (cm)	津久根 Tsukune				北部広島湾 Northern Hiroshima Bay							大黒神島 Ôkurokami-shima			袋ノ内 Tainouchi
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	18	19	20	21
0－2	26.7	29.1	32.7	27.5	94.1	6.5	26.8	31.5	6.9	33.8	22.8	45.7	2.3	0	31.3
4－6	31.6	21.0	40.0	27.1	121.9	23.2	14.4	19.6	12.3	27.3	21.3	67.0	47.5	20.1	29.0
9－11	20.5	27.2	49.4	22.1	29.4	27.7	15.2	36.2	30.3	25.1	26.2	70.8	31.4	32.8	29.1
14－16	27.2	17.4	44.2		136.7	32.0	59.8	31.4	14.2	16.4	18.9	69.5	- 4.2	35.6	45.4
19－21	24.0	15.5	24.7	16.5	89.6	24.7	20.2	29.9	13.0	11.9	30.0	57.8	14.8	17.8	19.5
24－26	19.4	13.7	19.1	12.5	72.4	20.6	22.1	4.9	27.9	13.0	6.7	39.7	18.3	30.3	29.4
29－31	12.7		7.3	10.1	52.9	16.2	47.5	8.4	16.6	11.9	31.4	33.0	-21.0	28.0	23.2
34－36					54.4	14.3	36.3	48.2		11.1	22.0			17.1	
39－41					56.2	15.7		22.3		14.9	14.9		16.2	29.8	26.7
44－46					50.0	11.1		7.2		16.3	5.1				
49－51					56.9	13.2		25.8		15.0	5.3		- 3.9		18.3
55－56					98.8										
59－61											7.3		9.3		

表24　広島湾底質の振とう溶出総窒素量（μg N/g 乾泥）

Table 24. Total nitrogen of muds diffused by shaken with sea water in Hiroshima Bay (μg N/g dry mud)

深さ (cm) Depth	亜硝酸態窒素 NO_2^-	硝酸態窒素 NO_3^-	アンモニア態窒素 NH_4^+	溶存有機態窒素 Org. N	合計 Sum
St. 9					
0- 2	0.2	9.8	94.1	111.3	215.4
4- 6	0.2	-0.9	121.9	165.1	286.3
9-11	0.1	1.4	29.4	82.5	113.4
14-16	0.1	0.9	136.7	- 4.1	133.6
19-21	-0.3	-0.7	89.6	- 1.0	87.6
24-26	-0.1	-0.6	72.4	15.8	87.5
29-31	-0.3	-1.2	52.9	0.5	51.9
34-36	-0.3	-0.6	54.4	- 3.9	49.6
39-41	-0.1	1.1	56.2	30.1	87.3
44-46	-0.1	-0.6	50.0	26.9	76.2
49-51	0	-0.6	56.9	- 3.9	52.4
54-56	0.1	2.3	98.8	41.2	142.4
St. 10					
0- 2	0.9	8.6	6.5	40.9	56.9
4- 6	1.0	5.9	23.2	- 8.9	21.2
9-11	0.8	4.6	27.7	19.4	52.5
14-16	0.5	0	32.0	50.6	83.1
19-21	0.6	1.0	24.7	- 1.3	25.0
24-26	0.5	3.3	20.6	7.8	32.2
29-31	0.5	0.9	16.2	21.4	39.0
34-36	0.5	2.5	14.3	6.7	24.0
39-41	0.3	2.5	15.7	10.6	29.1
44-46	0.7	4.8	11.1	59.3	75.9
49-51	0.6	3.5	13.2	14.8	32.1
St. 11					
0- 2	2.1	17.3	26.8	343.4	389.6
4- 6	1.7	13.7	14.4	304.1	333.9
9-11	2.3	22.6	15.2	32.8	72.9
14-16	0.9	7.0	59.8	192.0	259.7
19-21	0.8	8.5	20.2	16.6	46.1
24-26	1.1	11.9	22.1	210.9	246.0
29-31	0.8	9.9	47.5	13.3	71.5
34-36	0.8	9.7	36.3	7.8	54.6
St. 12					
0- 2	1.9	6.8	31.5	60.9	101.1
4- 6	1.5	11.2	19.6	52.7	85.0
9-11	1.0	6.1	36.2	58.5	101.8
14-16	3.9	12.2	31.4	45.5	93.0
19-21	3.2	9.3	29.9	26.5	68.9
24-26	1.4	4.1	4.9	8.1	18.5
29-31	1.2	0.	8.4	36.3	45.9
34-36	1.2	8.3	48.2	15.0	72.7
39-41	1.2	1.3	22.3	- 1.4	23.4
49-51	1.7	13.4	25.8	26.2	67.1
St. 13					
0- 2	1.4	11.7	6.9	81.7	101.7
4- 6	1.4	10.6	12.3	211.5	235.8
9-11	1.1	9.0	30.3	49.6	90.0
14-16	0.9	2.2	14.2	28.9	46.2
19-21	0.7	3.5	13.0	11.7	28.9
24-26	0.7	2.7	27.9	26.7	58.0
29-31	1.6	3.7	16.6	58.8	80.7
St. 14					
0- 2	1.8	15.1	33.8	27.5	78.2
4- 6	1.5	11.8	27.3	11.0	51.6
9-11	1.3	8.8	25.1	23.3	58.5
14-16	1.6	5.8	16.4	33.0	56.8
19-21	1.3	6.1	11.9	3.4	22.7
24-26	1.5	8.1	13.0	39.4	62.0
29-31	2.0	7.0	11.9	8.5	29.4
34-36	1.6	6.7	11.1	15.8	35.2
39-41	2.4	8.3	14.9	43.2	68.8
44-46	3.6	9.7	16.3	56.6	86.2
St. 15					
0- 2	0	5.5	22.8	152.2	180.5
4- 6	0.3	7.0	21.3	134.3	162.8
9-11	0.5	7.6	26.2	167.9	202.2
14-16	0.3	5.2	18.9	61.3	85.7
19-21	1.0	5.9	30.0	102.8	139.7
24-26	0.8	1.4	6.7	42.1	51.0
29-31	1.9	2.9	31.4	47.2	83.4
34-36	0.7	1.6	22.0	19.1	43.4
39-41	1.3	1.9	14.9	112.9	131.0
44-46	2.4	8.9	5.1	30.0	46.4
49-51	1.2	6.2	5.3	56.5	69.2
59-61	1.4	6.1	7.3	23.4	38.2
St. 18					
0- 2	1.3	19.0	45.7	88.7	154.7
4- 6	1.2	13.1	67.0	90.3	171.6
9-11	0.8	8.6	70.8	71.9	152.1
14-16	0.9	9.2	69.5	74.0	153.6
19-21	0.9	9.3	57.8	69.0	137.0
24-26	1.0	9.0	39.7	60.3	110.0
29-31	1.2	11.8	33.0	62.8	108.8

μgという高い値であった。

北部広島湾の内外，または養殖漁場内外という採泥点の違いによる振とう溶出栄養塩量の差は，この調査結果からは，明らかではないようである。

また，一部の調査点では溶存有機窒素量についても分析を行った。分析値は，溶出無機ニ態窒素量とともに，表24にまとめて示した。これでみると，溶存有機窒素量は，アンモニア態窒素量と大体同じぐらいの量が溶出しているようである。振とう溶出総窒素量は，多いところでは300～400μg/g乾泥に達するが，少ないところでは20μg/g乾泥という低い値もみられた。一般的には上層部で多く，下層部で低くなる傾向はみられる。しかし，場所的な傾向はみられない。すなわち，河口に最も近いSt. 9では，振とう溶出総窒素量は多いが，次のSt. 10では少なく，St. 11では再び多くなっている。また北部広島湾外の大黒神島（St. 18）の値は，表層から30cmの深さまでが100μg以上の高い値であった。

考　　察

広島湾の底質調査はこれまでにもしばしば実施されてきているので，これらを参考として，今回実施した調査結果をとりまとめるとともに，これらの値を，宮城県のカキ養殖漁場，三重県あご湾のアコヤガイ養殖漁場での底質分析結果と比較して，広島湾の底質の性状をみてみよう。

北部広島湾の乾泥含量は，1977年の調査[31]では0～3cm層平均29.5%，3～5cm層の平均32%であった。今回の調査結果と大差ない結果が得られている。気仙沼湾の調査[27]では，表層で20～40%，30cmの深さで約50%となっている。気仙沼湾の調査では砂泥質の所も含まれているので，泥質の所の値で比較すると，広島湾の値と差は認められない。

全硫化物量は，北部広島湾内のカキ養殖漁場内では高い値であり，一般的には1.0～1.4mg S/g乾泥であるが，五日市St.2の2.91mgというのが一番高い値であった。これに対して，気仙沼湾[26]では2～4mgに達しており，著しく高い値である。また，その垂直分布をみると，1mgの値にまで下る深さは，広島湾では10～15cmであるのに対して，気仙沼湾[27]では10～40cmの深さであり，気仙沼湾の全硫化物量が多いことを示している。あご湾のアコヤガイ養殖漁場[89,90]では，表層で約1mgであり，4～5cmの深さでは0.5mg以下となり，表層の値は北部広島湾のカキ養殖漁場の値とほぼ同じであるが，少し深い所になると，あご湾では著しく低い値となる。

広沢・他[27]は1mg S/g乾泥以上を汚濁域としており，浮田・中西[113]は0.4mg S/g乾泥を富栄養化の危険ラインとしている。北部広島湾内では，カキ養殖漁場内と河口付近を除くと，0.3mg S/g乾泥以下の所が多い。

1953～1954年における北部広島湾のCOD[1]は，広島市南西部水域や大雨による出水直後の河口付近で30mg以上の所がみられるが，一般的には20mgであり，似島西部水域では10mg以下という低い値もみられた。この頃は，丁度カキ筏養殖が広島湾で行われようとしていた頃であり，カキ養殖の影響の無い頃の北部広島湾のCOD値をみることができる。1965年から1973年までの北部広島湾底質調査結果の資料集[28]によると，20mg O_2/g乾泥以下の所はほとんどみられず，全域的にCOD値が高くなっていることを示している。しかし，30mg以上の値の所は，広島市沿岸や海田湾を除くと少ない。今回の調査結果では，上層部の値が，北

部広島湾内25～30mg，カキ養殖漁場内30～40mgという高い値になっている。

気仙沼湾[26,27]では40mg以上の所が多く，硫化物量と同様に，北部広島湾より全般的に高い値である。松島湾[38]では，表層泥のCOD値は20～40mg/g乾泥の範囲にあり，北部広島湾の値とほぼ同じである。あご湾のアコヤガイ養殖漁場では，過マンガン酸カリの消費mℓ数または消費mg数で示されている[89,90]。これをCOD値に換算して比較すると，立神浦底質[89]の上層部は20～35mg，3.5～6.5cmの深さでは16～29mgという値である。しかし，季節的変化[90]をみると，表層でも10～20mgの値も多くみられる。

以上のように，気仙沼湾は北部広島湾よりCOD値が高く，松島湾はほぼ同じ程度，あご湾は北部広島湾より低い値であるということができる。

広島湾底質上層部の有機炭素量は，北部広島湾外では15mg C/g乾泥以下，北部広島湾内では15～18mgであり，河口に近くなると高い値となり，25～26mgになる。カキ養殖漁場内では20～24mgという値であった。松島湾[38]では，カキ養殖施設周辺が4％以上の値であり，水道部は1％台の値であることからみると，養殖場周辺の有機炭素量は著しく多いといえる。気仙沼湾[27]では，さらに高い値で50～70mgであり，50cmの深さでも25～30mgという値である。あご湾のアコヤガイ養殖漁場[89]では，上層部で36～40mgという高い値であり，下層部（3.5～6.5cm）でも22～30mgの値であった。アコヤガイ養殖筏の少ない所では16～26mgという低い値になる。以上のように，有機炭素量は，各地とも北部広島湾内のカキ養殖漁場の値にくらべて，著しく高い値であるといえる。

今回の研究で，有機窒素（ケルダール窒素）量は，北部広島湾内表層で2.0～2.6mg N/g乾泥，カキ養殖漁場内では3～4mg N/g乾泥であった。松島湾[38]では，水道部2.0mg以下，カキ養殖場周辺では3.0～4.0mgという値であり，北部広島湾の値とかわらない。あご湾のアコヤガイ養殖場[89]では，上層部でも0.5mg以下の，極めて低い値である。

広島湾底質上層部における酸素消費量は，北部広島湾外で0.5mℓ O_2/g乾泥以下，北部広島湾内0.5～0.6mℓ/g，カキ養殖漁場内0.8mℓ/g以上の値であった。あご湾におけるアコヤガイ養殖漁場底泥の酸素消費量も，広島湾における研究結果と大きな差はなかった。

北部広島湾上層部のフェオフィチン量は60～70μg/g乾泥，カキ養殖漁場内では100μg/g以上の値であった。気仙沼湾[27]では表層で約100～400μg/gという高い値であり，930μg/gという例もみられた。これは，今回の研究で得られたマガキ排せつ物の1,300μg/g（表14），また筏周辺の沈降物中フェオフィチン量の約1,000μg/g（表9）という値から考えると，極めて高い値であるということができる。30～40cmの深さの泥でも40～60μg/gという値であり，広島湾の量より極めて多い。あご湾[91,94,115]では，表層（0～0.5cm）は100～250μg/gの値であるが，10cmの深さでは10～20μg/gという極めて低い値になっている。あご湾におけるアコヤガイ養殖漁場のフェオフィチン量は，表層泥では北部広島湾のカキ養殖漁場内の値とあまりかわらないが，フェオフィチンが蓄積されている層は薄いということができるであろう。

以上，底質の各測定項目毎に，広島湾と他の湾の養殖漁場とを比較検討した結果から，最も有機物量に富み，かつその層の厚いのは気仙沼湾であるといえる。次いで，広島湾と松島湾とが大体同程度の有機物含量と考えられる。あご湾のアコヤガイ養殖漁場は，表層泥の値は広島湾のカキ養殖漁場内の値と大差な

いか，もしくは少し低い値であるが，有機物に富む泥の層が薄いのが特徴である。これは，養殖筏単位面積当りのアコヤガイ排せつ物量が，マガキのそれに比べて，約 1/100と極めて少ないためであると考えられる。

底質の測定項目のうちで，養殖漁場内外でその含有量に差がみられるのは硫化物量，ＣＯＤ，有機炭素量，有機窒素量（ケルダール窒素量），酸素消費量，フェオフィチン量であり，いずれも養殖漁場内の値が大きい。これらは養殖漁場内の底質が有機物に富むことを示しており，貝類排せつ物が養殖場周辺の底質に影響を及ぼしていることが知られる。北部広島湾では，カキ養殖漁場から少し離れた所にあるSt．4とSt．11との底質中有機物含量が，養殖漁場内のそれに比べて著しく低い値になっていることから，大部分の排せつ物は養殖漁場内に沈降堆積していると考えられる。

糞粒 (faecal pellets) は0.5～0.25㎜の大きさの粒子に多かった。北部広島湾外の，カキ養殖の影響の無い袋の内湾（St．21）では，深さに関係なく，この大きさの粒子は糞粒で占められる割合が高いのに対して，津久根カキ養殖漁場では，表層は糞粒が少なく，下層ほど糞粒が多くなっている。糞粒の成因もまだ確定的ではない[14,68]ので，この原因を明らかにすることはできない。ただ，カキ養殖漁場では堆積速度が大きいので，糞粒が「希釈」されるという考え方も成り立つように考えられる。

振とう溶出栄養塩類，特にアンモニア態窒素の溶出は，奥田[73]によると，易溶性有機物が溶出したものとしている。そして，深い所の泥ほど溶出量は多いと述べている。しかし，今回の研究では，これらに関して一定の傾向はみられなかった。また，養殖場内外という点に関しても，有意な差はみられなかった。

マガキ排せつ物の有機物含量とその分解速度とから，カキ養殖漁場内の底質表面に沈降したマガキ排せつ物の約１カ月後の有機窒素含量を推定すると，北部広島湾内では3～4mg/g乾泥，音戸では2～3mg/gとなった（第５章の考察）。今回の底質分析結果によると，養殖漁場内の０～２㎝層の有機窒素量は，北部広島湾では3～4mg/g，音戸では１カ所の測定であるが2.7mg/gが得られており，いずれも推定値の範囲内にあった。一般的に，沈降物中有機物量と表層泥の有機物含量との間に大きな差があり，この原因について論議されている[20]が，今回の研究では沈降物の分解速度を考慮することによって，両者を結びつけることができた。

測定項目の数値相互間の関係と，カキ養殖漁場内外との関連については，種々検討を試みたが，いずれも有意な差は認められなかった。

要　　約

広島湾内の22地点でコア採泥を行い，粒径分析，乾泥含量，硫化物量，ＣＯＤ，有機炭素量，有機窒素量（ケルダール窒素量），酸素消費量，フェオフィチン量，振とう溶出栄養塩量を分析し，以下の結果が得られた。

1. 調査点の平均粒径は，ファイ目盛で，6.2～7.4であり，いずれも粘土質に属する。
2. 表層泥の測定項目別の値は下表のとおりであった。

測定項目	単位	北部広島湾内		北部広島湾外
		カキ養殖漁場内	カキ養殖漁場外	
乾泥含量	%	20～30	20～30	約 30
全硫化物量	mg S/g 乾泥	1以上	0.3～0.5	0.23以下
C O D	mg O_2/g 乾泥	30～40	25～30	20 以下
有機炭素量	mg C/g 乾泥	20～24	15～26	15 以下
有機窒素量	mg N/g 乾泥	3～ 4	2.0～2.6	2.0～2.2
酸素消費量	mℓ O_2/g 乾泥	1以上	0.5～0.6	0.5 以下
フェオフィチン量	μg/g 乾泥	100以上	60～70	45 以下

3. 乾泥含量を除くいずれの項目も，カキ養殖漁場内の値が高く，有機物に富むことを示している。
4. カキ養殖漁場から少し離れた所では，いずれの測定項目も低い値になり，マガキ排せつ物の影響は少ないことを示している。
5. 振とう溶出栄養塩は，アンモニア態窒素が大部分を占め，10～180 μg/g 乾泥と，溶出量に大きな幅がある。溶出量と採泥場所，泥の深さの位置等との間に関係はみられなかった。溶存有機窒素量は，アンモニア態窒素量と大体同じ程度の量が溶出した。
6. マガキ排せつ物が底質表面に沈降してから約1カ月間酸化分解を受けた場合の有機窒素量と推定される値の範囲と，カキ養殖漁場内の底質表層の有機窒素量とが一致した。
7. 我国主要貝類養殖漁場の底質を比較すると，宮城県気仙沼湾が最も有機物に富み，次いで，広島湾と宮城県松島湾とが同程度の有機物含量と考えられる。三重県あご湾では，表層泥は広島湾に近い有機物含量であるが，有機物に富む層はわずか数cmにすぎない。

第2章　カキ養殖漁場内外の底質表面酸素消費量

広島湾内にカキ筏養殖が盛んに行われ始めた頃から，夏季の底層溶存酸素量が低下しはじめ，現在では無酸素に近い状態の年もみられる（図5，6）。カキ養殖漁場の底質は，マガキ排せつ物の影響を受けて有機物に富み，酸素消費量も大きい。これが底層溶存酸素量低下の原因になっていると考えられるので，カキ養殖漁場内外の底質表面酸素消費量の季節的変化を調べたので，その結果を報告する。

実　験　方　法

調査は1978年6月から1979年5月までに6回，コア法によって実施した。採泥は図25に示した3地点で行い，St. 1はカキ養殖漁場内，St. 2，3は対照地点として選んだ。はじめの5回はSt. 1，2で，最後の1回はSt. 1，3で採泥した。St. 1，2の採泥では1地点に2本採泥し，St. 1，3の採泥では1地点に6本を採泥した。

採泥は長さ50cm内径7.4cmのスチロールパイプを，スキューバダイビングによって，泥の成層を崩さぬ

ように静かに挿入して，約20cmの厚さの泥を採集した。上層水は満たしたまま実験室に持ち帰り，直ちに上層水を捨てた。かわりに，Ultra-fine filter で沪過し，1～2カ月暗所に貯蔵していた海水を，表面の泥を攪乱しないように静かに注入した。そして，現場の底層水温と同一水温に設定した恒温水槽に入れ，暗所にて24時間の酸素消費量を測定した。対照としては，同じ大きさのパイプに上記沪過海水を入れたものを用いた。いずれも水面上に流動パラフィンを数cmの厚さになるように入れ，空気中からの酸素の溶入を防いだ。酸素消費量を測定した後，1mm目のふるいで底生生物を採集し，これらの生物を約300mℓのBODびんに入れ，密栓し，現場底層水温と同一水温のもとで，暗所にて24時間の呼吸による酸素消費量を測定した。この呼吸による酸素消費量を差し引いて，底質の表面酸素消費量を算出した。

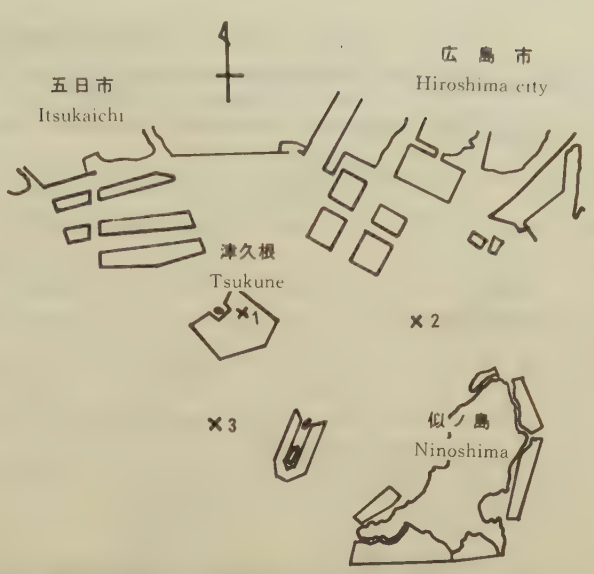


図25　北部広島湾における採泥地点

Fig. 25.　Location of sediment cores collected in northern Hiroshima Bay.

底質の表面酸素消費量と温度との関係を求めるため，1979年5月に，St. 1，3の両地点で採泥したコアのうち4本を用いて，上記と同様にして底質表面の酸素消費量を測定した。保存温度は10，15，20，25℃である。

底質の分析は，各地点とも2本または6本採泥したもののうちの1本を用いて，0～2cm，4～6cm，9～11cmの3層の泥を切りとり，COD[63)]，酸素消費量[63)]，硫化物量[63)]を測定した。

結　　果

カキ養殖漁場内として選んだSt. 1（津久根カキ養殖漁場）は，夏季になると底層溶存酸素量の低下が著しいため，夏季には，カキを垂下した筏はみられない。カキ垂下筏が設置されているのは9月～翌年3月までであり，この期間のうちでも，3月になると，約半分の筏はカキが取上げられて空筏となる。

このような状態のもとで，底質の表面酸素消費量は，表25に示したように，St. 1がSt. 2（カキ養殖漁場外）より高い値を示すのは8月，11月，1月の3回であり，他の3回は，いずれもカキ養殖漁場外の方がSt. 1より高い値を示している。しかし，8月を除いて，底質表面酸素消費量の値は約4～9mgO_2/m²・時という比較的狭い範囲にあり，St. 1とSt. 2，3との値に大きな差はないといえる。また水温は10.8～19.5℃の間を変化しているが，底質表面酸素消費量と水温との間にも関係はみられないようである。ただ8月だけは，St. 1が30.4mgO_2/m²・時，St. 2が22.8mgO_2/m²・時という値であり，値が極めて大きくなり，し

表25　コア法による底質の表面酸素消費量（mg/O_2/m^2・時）

Table 25. Oxygen consumption (mg O_2/ m^2 · h) over undisturbed core of bottom mud in northern Hiroshima Bay

	1978			1979		
	6月13日 Jun. 13	8月29日 Aug. 29	11月14日 Nov. 14	1月22日 Jan. 22	3月27日 Mar. 27	5月22日 May 22
水温（℃） Water temp.	16.0	24.2	19.5	12.0	10.8	14.8
St. 1	5.1	30.4	7.2	9.3	4.5	3.9
St. 2	8.3	22.8	6.3	5.7	7.5	4.2*

＊ St. 3のコアで測定

表26　コア法による底質表面酸素消費量調査に用いた北部広島湾底泥の性状

Table 26. Chemical characteristics of muds used for measuring oxygen consumption over undisturbed core of bottom mud in northern Hiroshima Bay

年月日 Date	深さ Depth (cm)	全硫化物量 Total sulphide (mg S/g dry mud)		酸素消費量 Oxygen consumption (ml O_2/g dry mud)		COD COD (mg O_2/g dry mud)	
		St.1	St.2	St.1	St.2	St.1	St.2
1978	0－2	0.36	0.22	1.79	0.63	41.8	20.6
6月13日	4－6	1.16	0.32	1.95	1.23	37.6	16.9
Jun. 13	9－11	1.01	0.52	1.93	1.09	41.1	21.3
8月29日	0－2	1.12	0.50	—	—	23.7	7.4
Aug. 29	4－6	—	0.36	—	—	—	10.1
	9－11	—	0.46	—	—	—	11.3
11月14日	0－2	1.60	0.76	3.16	0.90	51.6	96.8
Nov. 14	4－6	1.62	0.61	1.55	0.96	50.9	64.4
	9－11	1.22	0.63	1.51	0.84	38.7	27.7
1979	0－2	0.36	0.42	0.51	0.57	36.6	34.7
1月22日	4－6	0.79	0.49	1.40	0.72	39.0	25.7
Jan. 22	9－11	1.11	0.50	1.20	0.78	42.6	32.1
3月27日	0－2	1.12	0.22	—	0.66	40.3	21.9
Mar. 27	4－6	0.98	0.27	1.76	0.47	46.5	31.2
	9－11	0.77	0.44	1.13	0.92	29.4	29.1
5月22日	0－2	0.39	0.21	0.93	0.54	40.9	27.6
May 22	4－6	0.72	—	1.13	0.52	41.7	32.1
	9－11	0.54	0.16	1.00	0.52	40.4	28.8

かも養殖漁場内外の差がはっきりと出ている。

底質表面酸素消費量の測定に用いた試泥の分析値をみると（表26），全硫化物量はSt.1で1mg S/g乾泥以上，St.2では0.5mg S/g以下，酸素消費量はSt.1で1 mℓO_2/g 乾泥以上，St.2では1 mℓO_2/g 以下，CODはSt.1で約40mgO_2/g乾泥以上，St.2では，11月を除くと，約30mg/g以下の値であり，いずれもSt.1の値がSt.2より高い値であった。ただ，11月のCODの値は，St.2の方がSt.1より高く，しかも表層（0～2cm）では96.8mg/gという極めて高い値であった。

底質表面の酸素消費量と温度との関係を，養殖漁場の内（St.1）と外（St.3）とに分けて研究した。10℃と15℃との底質表面酸素消費量は，図26からわかるように，約4mgO_2/m²·時という値であり差がないが，20℃では約6mgO_2/m²·時と少し高い値になる。25℃では，さらに高い値となる。20℃以下ではSt.1とSt.3との酸素消費量の値に差は認められないが，25℃になると，St.3は6.8mgO_2/m²·時，St.1は9.3 mgO_2/m²·時と，養殖漁場内の方が著しく高い値となる。15℃から25℃まで，水温が高くなるにしたがって底質表面酸素消費量の値が増加している。水温の上昇に伴ない，指数函数的に酸素消費量が高まるものとすると，最小二乗法により次式が得られる。

St.1（養殖漁場内）　$y = 1.046 \times 1.091^t$

St.3（養殖漁場外）　$y' = 2.058 \times 1.049^t$

ここにyとy′とは底質表面酸素消費量（mgO_2/m²·時），tは水温（℃）である。

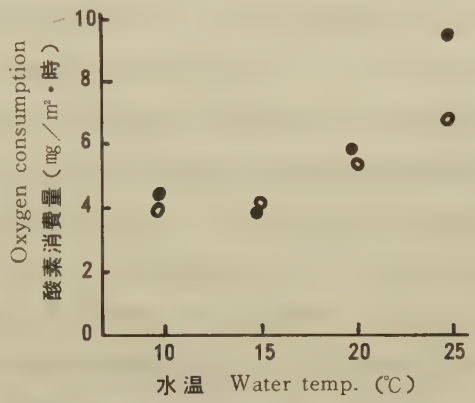


図26　底質表面酸素消費量と水温との関係.
•, St. 1 ; ○, St. 3.

Fig. 26. Oxygen consumption (mg O_2/m²·h) over undisturbed core of botton mud at St. 1 (•) and St. 3 (○) in relation to water temperature.

考　　察

北部広島湾内の底質表面酸素消費量は，カキ養殖漁場内では約4～30mg/m²·時，養殖漁場外では約4～23mg/m²·時という値であった。この値は，養鯉場，ハマチ養魚場，クルマエビ養殖場などのいずれの値[32)]と比較しても，低い値である。そして，カキ養殖漁場外の値は，香川県志度湾，池田湾の値[32)]と大体同じ程度である。カキ養殖漁場内では，夏季の高水温時だけ，これらより少し高い値になるということができる。

底質表面酸素消費量と底質COD，酸素消費量との間には，一定の関係を求めることはできなかった。酸素消費量の値は各回とも，COD値は11月を除く各回に於て，St.1の方がSt.2より高い値であるにもかかわらず，底質表面酸素消費量の値は6月，3月，5月の3回で，St.2の方が高い値となっている。井上・田中[32)]も，CODと底質表面酸素消費量との間に一定の関係はみられないと述べている。有機物含量との間にも，相関関係は認められないようである[10,82)]。ただ，8月の24.2℃という高水温時においては，St.1の方がSt.2より著しく高い値であり，底質有機物量と比例している。

北部広島湾内の底質表面酸素消費量の季節的変化の値は，8月を除いて4～9mgO_2/m²·時という値であ

り，St．1とSt．2との間でほとんど差が認められなかった。カキ養殖漁場の対照として選んだSt．2が広島市に近く，河川水や都市排水の影響で，分解されやすい物質が底泥表面に沈降して底質表面酸素消費量の値が高くなっているということも考えられる。それで，底質表面酸素消費量と温度との関係を研究するに際しては，広島湾底質調査結果から，比較的有機物の少ないSt．12（図23）近くのSt．3（図25）を対照点として選んで採泥した。その結果，20℃以下ではSt．1とSt．3との値にはほとんど差はなく，25℃になってはじめてSt．1の値がSt．3の値より高くなっている。この傾向は，年間6回の季節的変化の調査と一致するものであり，St．1とSt．2との値に差が無かったのも，底質有機物量が原因ではないことがわかった。ただ，測定は24時間だけであり，底質が設定温度条件と平衡に達するまでにはかなりの日数を必要とすると思われるので，ここに得られた値が，その温度での底質の表面酸素消費量を示す値として用いることはできないであろう。事実，この実験では，St．1の25℃でも9.3mg/m²・時という低い値であった。しかし，底質酸素消費量と温度との関係をうかがうことができると考えられる。すなわち，20℃以下ではカキ養殖漁場内外の値に差はみられず，20℃以上の水温になってはじめて有機物量の多いSt．1での値が高くなると考えられる。また，この実験結果から15～25℃でのQ_{10}の値を求めると，St．1で2.4，St．3で1.6という値になり，EDBERG and HOFSTEN[9]の表3に掲げてあるQ_{10}値の範囲内にある。これに対して，季節的変化の研究では，15℃の底質表面酸素消費量の値を6mg/m²・時とし，25℃のSt．1の値を30mg/m²・時，St．3の値を22mg/m²・時とすると，15～25℃のQ_{10}の値は，St．1で5.0，St．2では3.7となり，Q_{10}の値としてはかなり高い値である。

要　　約

1. 北部広島湾内におけるカキ養殖漁場内外の底質表面酸素消費量をコア法により，年間6回調査し，その季節的変化を研究した。
2. 底質表面酸素消費量は，夏季を除くと，カキ養殖漁場の内外に関係なく，約4～9mgO_2/m²・時であった。
3. 夏季には，カキ養殖漁場内約30mgO_2/m²・時，養殖漁場外約23mgO_2/m²・時という高い値となり，養殖漁場内の値が極めて高くなる。
4. 夏季の高水温期を除いて，底質表面酸素消費量と底質COD，酸素消費量との間に一定の関係はみられなかった。
5. 底質表面酸素消費量と温度との関係では，20℃以上の温度になると，酸素消費量が急激に上昇する。
6. 底質表面酸素消費量のQ_{10}の値は，季節的変化の値と測定温度とから，15～25℃では養殖漁場内5.0，養殖漁場外3.7となり，かなり高い値である。

第3章　海底耕うんによる底質の改善

貝類養殖漁場における漁場老化現象は各地とも問題になっており，その対策として客土[100,101]，鉄カラミなどの撒布[85,90,99,108,114]，底土の攪拌・耕うん[64,100]，さらに通気などが行われている。その効果については，有効とされたもの[90,97,100,114]

もあるが，効果の明確でないものも多い。[13,64,110,111]

北部広島湾カキ養殖漁場では，夏季底層の溶存酸素量が低下し，近年では無酸素状態に近くなる所も現われてきた。また，1965年頃から垂下連のうち下方のカキの成育が悪いという漁場老化現象がみられるようになってきた。このようなことから，底質の改善策として，広島県でも1970年度に広島市津久根島周辺と佐伯郡能美町高田地先との2カ所のカキ養殖漁場で海底耕うん事業※を実施した。この耕うん事業の効果調査を行うとともに，室内実験によって耕うんに伴う底泥の変化についても調査したので，その結果を報告する。

第1節　カキ養殖漁場の耕うんと底質性状の変化

津久根，高田両カキ養殖漁場で海底耕うんを行い，耕うん前後の底質の変化を調べ，その効果を検討した。

図27　耕うん調査点図。　……，いかだの列；□，耕うん区域

Fig. 27.　Location of sampling stations in the cultivated area.　……，rows of rafts；□，the cultivated area.

※　水産庁特殊水域維持復旧事業費補助金による。

実 験 方 法

カキ養殖漁場の海底耕うん作業は，国土開発株式会社に委託して実施した。佐伯郡能美町高田地先カキ養殖漁場は1971年1月10～16日に，広島市津久根島カキ養殖漁場は1月20～27日に耕うんが実施された。耕うん実施地域と採泥点は図27に示した。

耕うん機は図28に示したように，下面に2×30mmの穴があって加圧水を噴出させ，後部上面には空気を吹き出させる直径2mmの穴があけられている。耕うん機は曳船で曳き，曳船の船上にポンプとコンプレッサーを置き，ポンプで加圧水を耕うん機に送り込み，強い圧流を底泥中に吹き込んで泥を吹き出させる。舞い上った泥は，コンプレッサーから送られた空気で拡散させるように設計されている。

採泥は耕うん前と耕うん後の2回行った。高田地先カキ養殖漁場では1970年12月14日と1971年1月22日に，津久根カキ養殖漁場では1971年1月18日と2月8日である。採泥方法は，内径7.5cm長さ1mのスチロール・パイプを，スキューバダイビングによって底泥中に静かに挿し込み，底泥の成層を崩さぬように注意して柱状採泥した。これを分析時まで－20℃で凍結保存し，分析に際しては0cm（0～2cm），5cm（4～6cm），10cm（9～11cm）のように5cm間隔毎に2cm幅の泥を切りとって供試した。分析はCOD[63]，酸素消費量[63]，硫化物量[63]とケルダール窒素量について行った。津久根カキ養殖漁場の底質については，奥田の方

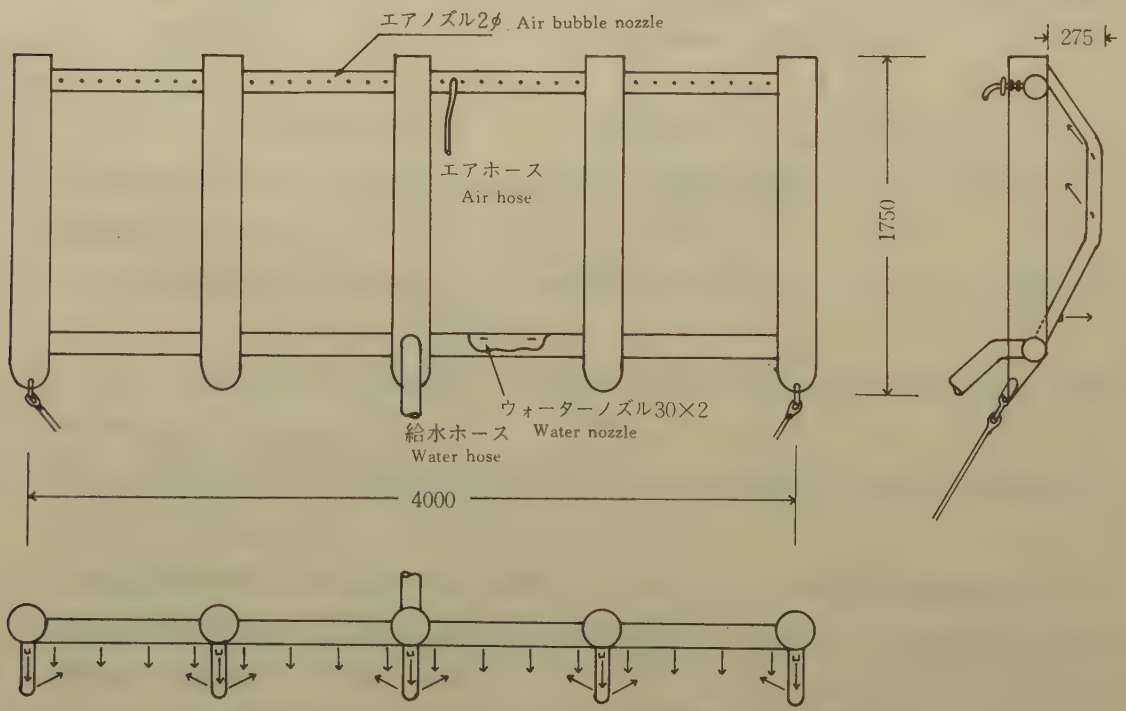


図28 ウォータージェット・エアレーター方式海底耕うん機（国土開発株式会社製）． 矢印は水流の方向を示す．単位mm．

Fig. 28. Cultivator with high pressure water nozzles and air buddle nozzles. Arrow indicates the direction of water flow. Measurements are in mm.

72)
法による振とう溶出栄養塩類についても分析した。

結　　果

能美町高田地先カキ養殖漁場　採泥は3カ所で行った。St.1，2は養殖漁場外，St.3は養殖漁場内である。耕うん前・後の底質分析値は表27にまとめて示した。このうち，COD，硫化物量等については図29にも示した。

乾泥含量は，耕うん前・後とも，一般的に表層は25～30%，5cmの深さで30%以上となり，深くなるほど高い値となる。耕うん前と耕うん後との値を比較してみると，St.2，3では耕うん後の値のほうが低くなっているが，St.1では逆となっており，耕うん前・後での値の変化傾向は一定していない。

表27　耕うんが底質の性状に及ぼす影響（高田カキ養殖漁場）

Table 27.　Effects of cultivating oyster grounds on sediment characteristics (Takata oyster ground)

調査点 St.	深さ Depth (cm)	乾泥含量 Mud content (%)		COD (mg O_2/g dry mud)		酸素消費量 Oxygen consumption (ml/g dry mud)		全硫化物量 Sulphide (mg S/g dry mud)		有機窒素量 Organic nitrogen content (%)	
		B*	A*	B*	A*	B*	A*	B*	A*	B*	A*
1	0	29.7	35.3	17.6	26.1	0.17	0.28	0.09	0.30	0.20	—
	5	33.6	37.5	27.1	27.0	0.47	0.58	0.27	0.52	0.22	—
	10	36.8	36.7	21.0	26.7	0.46	0.71	0.32	1.38	0.21	—
	15	38.1	34.7	25.1	36.4	0.42	1.29	0.30	3.99	0.18	—
	20	39.4	34.9	21.0	29.7	0.41	1.08	0.32	0.82	0.16	—
	25	39.2	42.0	17.9	22.5	0.48	0.75	0.34	0.67	0.17	—
	30	40.2	42.6	19.8	—	0.40	0.28	0.26	0.67	0.17	—
	40	42.5	44.4	10.0	14.2	0.37	0.23	0.18	0.23	0.15	—
	50	—	45.4	—	9.6	—	0.16	—	0.22	—	—
2	0	28.6	27.6	18.6	40.0	—	—	0.11	0.49	—	0.39
	5	39.8	28.2	24.5	39.9	0.47	0.85	0.47	1.47	—	0.32
	10	41.0	35.3	25.0	43.8	0.61	0.71	0.75	0.87	—	0.22
	15	41.6	38.0	20.2	22.0	0.77	0.13	0.53	0.44	—	0.21
	20	45.1	42.1	20.3	18.4	0.41	0.33	0.27	0.25	—	0.17
	25	—	45.1	—	18.3	—	0.11	—	0.22	—	0.16
3	0	28.0	25.3	41.2	26.7	1.15	0.63	1.16	0.52	0.29	0.22
	5	36.9	30.0	28.1	22.6	0.89	0.92	1.05	0.91	0.27	0.30
	10	38.0	36.5	23.4	24.7	0.76	0.55	0.47	0.53	0.23	0.20
	15	36.7	36.7	34.0	21.7	0.53	0.58	0.56	0.32	0.18	0.28
	20	39.5	38.1	22.5	20.3	0.72	0.47	0.27	0.32	0.20	0.15
	25	40.6	39.9	21.0	16.3	0.58	0.39	0.31	0.58	0.18	0.11
	30	40.9	40.8	17.2	14.0	0.48	0.25	0.25	0.32	0.18	0.18
	40	43.9	42.1	19.0	14.6	0.46	0.38	0.23	0.23	0.16	0.15

＊B，耕うん前。 before cultivation；　A，耕うん後，after cultivation.

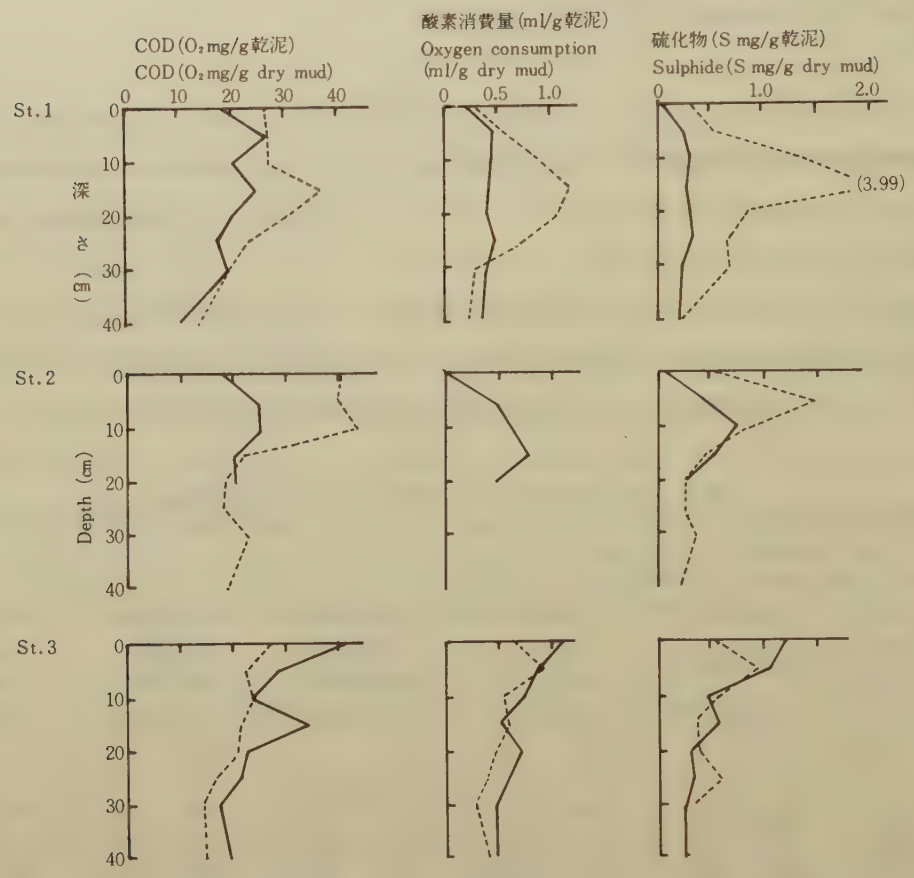


図29 耕うんによる底質性状の変化（高田カキ養殖漁場）．——，耕うん前；----，耕うん後．

Fig. 29. Comparisons of the sediment characteristics before and after cultivation at Takata oyster ground. ——, Before cultivation; ····· , after cultivation.

CODは，耕うん前，養殖漁場外のSt．1，2では0～20cmの深さで20～25mg O_2/g乾泥であり，それ以深では20mg/g以下の値であるが，St．3（養殖漁場内）の上層では高い値であり，表層では40mg/g 以上となっている。これが耕うんによって，養殖漁場外の地点はいずれも高い値となり，一方，養殖漁場内では低くなっており，耕うん前後で明瞭な変化傾向は認められない。

酸素消費量は，耕うん前の上層部で，養殖漁場外のSt．1，2では約0.6 mℓ/g乾泥以下と低い値であるが，養殖漁場内のSt．3では高い値であり，表層では1 mℓ以上の値となっている。これが耕うん後，St．1は高い値になり，特に15～20cmの深さでは1 mℓ以上の高い値になっているが，St．3は全般的に低い値になっている。

全硫化物量は大体0.5mg S/g乾泥以下の値であるが，St．3（養殖漁場内）では1 mg/g以上の高い値となっている。耕うんを行うと，St．3はあまり変化していないが，St．1では耕うん前より増加しており，St．1の15cmの深さでは約4mg/gと，特に高い値となっている。

有機窒素量（ケルダール窒素量）は，St．3 だけが耕うん前後の値の比較ができる。これによると，耕う

ん前後の値に，あまり大きな変化は認められない。

これらの調査結果を通してみると，全硫化物量だけが耕うん後増加するのが認められる。その他の分析項目については，耕うん前の値と耕うん後の値とに，明瞭な変化傾向を求めることはできない。

津久根カキ養殖漁場　ここでの採泥点はいずれも養殖漁場内である。調査結果はまとめて表28に示し，その一部は図30にも示した。

乾泥含量は，0～5cm層では30%以下であり，それ以深では約30%となり，深くなるほど高い値になるが，40%以上の所は少ない。

CODは，10cm以浅で，いずれも30mgO_2/g乾泥以上の高い値である。乾泥含量，CODともに，耕う

表28　耕うんが底質の性状に及ぼす影響（津久根カキ養殖漁場）

Table 28.　Effects of cultivating oyster grounds on sediment characteristics (Tsukune oyster ground)

調査点 St.	深さ Depth (cm)	乾泥含量 Mud content (%)		COD COD (mg O_2/g dry mud)		酸素消費量 Oxygen consumption (ml/g dry mud)		全硫化物量 Sulphide (mg S/g dry mud)		有機窒素量 Organic nitrogen content (%)		振とう溶出アンモニア態窒素 Soluble ammonium (μg N/g dry mud)	
		B*	A*	B*	A*	B*	A*	B*	A*	B*	A*	B*	A*
1	0	19.8	21.6	50.5	34.5	1.16	0.83	0.30	0.48	0.34	0.26	26.7	56.7
	5	26.2	28.6	39.8	38.9	1.18	1.05	0.38	1.68	0.30	0.26	31.6	49.3
	10	33.9	33.2	23.7	25.2	1.12	1.11	1.34	0.87	0.25	0.24	20.5	60.9
	15	35.1	32.9	31.4	30.8	1.08	1.06	1.29	1.93	0.24	0.22	27.2	63.1
	20	35.5	32.8	33.4	30.5	0.70	0.64	0.31	0.58	0.20	0.21	24.0	30.7
	25	37.7	34.6	28.9	21.2	0.64	0.32	0.27	0.45	0.16	0.18	19.4	35.7
	30	38.1	34.2	26.1	25.7	0.60	0.53	0.20	0.39	0.18	0.18	12.7	27.7
	40		39.3		19.3		0.48		0.26		0.17		22.4
2	0	25.1	22.1	26.9	33.8	0.56	0.45	1.27	0.06	0.26	—	29.1	51.3
	5	36.1	29.5	32.7	43.6	0.89	0.64	1.26	1.55	0.25	—	21.0	33.4
	10	34.9	35.0	34.3	32.8	0.69	0.21	0.50	0.57	0.22	—	27.2	68.9
	15	38.0	38.2	30.1	24.9	0.39	0.31	0.19	0.64	0.19	—	17.4	35.3
	20	39.8	39.3	27.7	25.2	0.25	0.25	0.22	0.18	0.18	—	15.5	19.8
	25	39.5	39.3	26.3	13.4	0.08	—	0.20	0.21	0.18	—	13.7	7.9
	30		39.8		24.2		—		0.11		—		3.6
	40		41.5		13.8		—		0.24		—		6.1
3	0	22.9	24.8	36.7	36.3	0.13	0.89	1.04	0.43	0.31	0.30	32.7	155.6
	5	33.3	31.2	38.8	37.6	0.84	1.25	0.90	1.26	0.23	0.26	40.0	101.5
	10	36.2	32.0	30.2	39.9	0.28	1.13	1.01	1.00	0.21	0.27	49.4	87.4
	15	36.3	34.5	29.9	27.4	0.11	0.87	0.43	0.58	0.21	0.23	44.2	21.7
	20	38.2	34.9	23.2	18.9	0.16	0.52	0.21	0.38	0.19	0.22	24.7	70.1
	25	39.6	37.2	22.5	15.3	0.38	0.70	0.17	0.30	0.17	0.20	19.1	21.5
	30	39.5	38.6	28.4	27.9	—	0.65	0.30	0.21	0.19	0.19	7.3	18.5
	40		40.3		24.2		0.52		0.13		0.18		52.1

* B，耕うん前，before cultivation；　A，耕うん後，after cultivation.

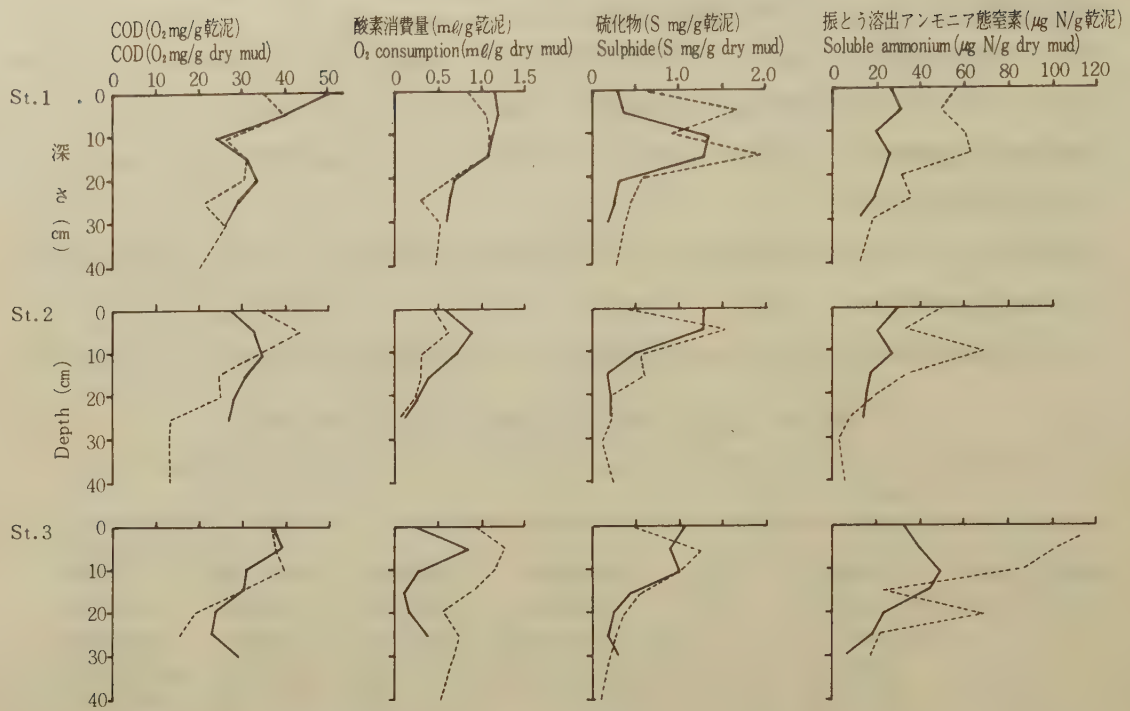


図30 耕うんによる底質性状の変化（津久根カキ養殖漁場）．——，耕うん前；-----，耕うん後．

Fig. 30. Comparisons of the sediment characteristics before and after cultivation at Tsukune oyster ground. ——, Before cultivation; ····· , after cultivation.

ん前後における値の変化は明らかではない。

酸素消費量は，St．2を除いて，10～15cmの深さまで1mℓ/g 乾泥以上の高い値である。耕うん前の値と耕うん後の値とを比較すると，St．1は変化なく，St．2は耕うん後低い値となり，St．3は逆に高い値になっており，一定の傾向はみられない。

全硫化物量は，5～10cm以浅で1mg S/g乾泥以上の高い値である。耕うん後，St．2と3は耕うん前と大差ない値であるが，St．1は増加している。

有機窒素量（ケルダール窒素量）は，St．2の表層で約0.25％と低い値であるがSt．1と3の表層は0.3％以上の高い値である。耕うん後，St．1では減少しているが，St．3では増加しており，一定の傾向はみられない。

振とう溶出アンモニア態窒素は，耕うん前は約30 μg-at N/g 乾泥以下の値であるが，St．3の5～15cm層に40～50 μg-at/g の高い値がみられる。耕うん後には，St．1，2とも60～70 μg-at/gと多くなり，St.3では表層で約160 μg-at/g という極めて高い値となり，いずれの調査点でも著しく増加している。

以上の調査結果から，乾泥含量，COD，有機窒素量，酸素消費量には，耕うん前後の値に明らかな変化は認められない。全硫化物量は，耕うん前の値と比べて，ほぼ同じ値か，もしくは高い値となっている。振とう溶出アンモニア態窒素は，耕うん前の値と比べて明らかに増加しており，耕うん前の値の2倍以上の高い値となっている。

考　　察

これまでに行われてきた海底耕うん効果調査[90,114]では，有機炭素量，ＣＯＤなどを指標として，その効果が判定されている。しかし，耕うん前と耕うん後との，これらの底質中の含量の変化は僅かであり，むしろ，耕うん前後の底質の差にもとづく値の変化の方が大きい。これは同じ採泥点とはいっても，耕うん前と耕うん後の採泥点は，互に近くの所ということであり，したがって，この両採泥地点による底質の性状の差の方が，耕うんによる底質の性状の変化より大きいためと考えられる。したがって，耕うん前の値の平均値と耕うん後の値の平均値とを比較して，耕うんの効果が判定されている。このことは，今回の調査でも同じように認められている。この意味からすると，耕うん前・後のＣＯＤ，酸素消費量，有機窒素量は変化が少なく，効果判定の指標として用いるのには，必ずしも適当とはいえないようである。今回の測定項目のうちで，耕うん前と耕うん後との値に明瞭な変化が認められたのは硫化物量と振とう溶出アンモニア態窒素であり，特に振とう溶出アンモニア態窒素の増加は明白であった。

硫化物量は，田中ら[108]によると，耕うん後に増加し，その影響は１年間も続くと報告している。今回の調査でも，表層ではあまり変わらないが，５～20cmの深さの所で，耕うん後硫化物量が著しく増加している例がみられた。耕うんによって硫化物量が増加するとすれば，耕うんはむしろ逆効果を招くことになる恐れがあると考えられる。

耕うんによって，振とう溶出アンモニア態窒素が増加した。水田土壌で，酸化層泥を還元状態にすると多量のアンモニア態窒素が生成する。したがって，酸化層土壌と還元層土壌を混合することによってもアンモニア態窒素が生成するという[103]。海底耕うんの場合のアンモニア態窒素の増加が，どのような機構によるのかは不明であるが，水田土壌と同じような理由によるのかもしれない。底泥中では有機物が分解され，可溶性窒素が生成し，これが海水中に溶出していると考えられている[74]。したがって，耕うんによって生成された振とう溶出アンモニア態窒素は，間隙水中に入り，次第に海水中に溶出してゆくと考えられる。

要　　約

1. 北部広島湾内の２カ所のカキ養殖漁場で海底耕うんを行い，耕うん前と耕うん後との底質の変化を調べた。
2. 耕うん前・後の底質のＣＯＤ，酸素消費量，有機窒素量には，目立った変化は認められなかった。
3. 硫化物量は，５～15cm層で増大する例がみられた。
4. 振とう溶出アンモニア態窒素は，耕うん後著しく増加し，耕うん前の値の約２倍に達した。

第２節　実験室的条件下における耕うんと底質性状の変化

カキ養殖漁場の海底耕うんによって，耕うん後全硫化物量の増加する例がみられた。これが一般的に起ることであるとすると，養殖漁場底質をかえって悪くする恐れもある。耕うんをより十分に行えば，硫化物量の増加が起らないのではないかと考えられる。また，耕うん後に増加する振とう溶出アンモニア態窒

表29　耕うんが底質の性状に及ぼす影響（室内実験）．6月11日にかくはんを行い，その一部は13日目に2回目のかくはんを行った．

Table 29. Effects of cultivating oyster grounds on sediment characteristics (laboratory conditions). Samples were agitated on June 11 and some of them were agitated twice on the 13th days after the first agitation.

深さ Depth (cm)	かくはん前 Before agitation	かくはん後日数 Days after agitation: 1回かくはん Agitated once			2回かくはん Agitated twice	
		13	25	42	12	29
	乾泥含量 Dry mud content (%)					
0	29.2	25.9	24.1	24.3	24.7	25.8
5	33.2	29.3	27.4	29.4	27.3	28.4
10	36.0	36.1	34.6	35.2	30.1	33.0
15	38.3	38.7	36.9	38.7	40.7	39.9
20	38.0	42.7	42.3	41.7	42.4	42.1
25	—	43.2	43.7	44.0	41.6	43.8
30	43.0	42.6	43.1	44.5	43.1	42.6
35	—	—	—	—	—	44.6
40	44.7	44.5	—	44.7	43.6	—
	酸化還元電位差 Eh					
0	− 25	− 45	− 40	− 35	− 52	− 30
5	− 46	− 63	− 90	−110	− 87	− 52
10	−114	− 88	− 95	−112	− 81	− 78
15	− 79	−117	−105	− 95	−112	−113
20	− 98	−114	−131	−114	−120	−117
25	—	−121	−100	−111	− 76	− 58
30	− 97	−106	−111	− 85	−116	−111
35	—	—	—	—	—	−122
40	−106	− 98	—	−103	− 96	—
	COD COD					
0	22.3	15.6	28.4	19.8	20.0	21.6
5	17.5	16.3	24.6	22.0	19.2	22.8
10	18.5	19.9	22.0	17.4	18.3	23.7
15	20.2	17.6	22.7	16.1	17.8	19.4
20	15.8	14.5	17.9	14.0	16.1	14.2
25	—	15.8	15.2	13.3	17.2	11.4
30	11.8	12.7	16.4	—	17.6	15.1
35	—	—	—	—	—	12.9
40	13.2	10.0	—	12.2	14.1	—

深さ Depth (cm)	かくはん前 Before agitation	かくはん後日数 Days after agitation: 1回かくはん Agitated once			2回かくはん Agitated twice	
		13	25	42	12	29
	有機窒素量 Organic nitrogen (mg/g dry mud)					
0	2.7	2.2	2.2	2.2	—	—
5	2.2	2.1	2.3	2.2	—	—
10	1.9	1.9	1.9	2.2	—	—
15	1.6	1.9	1.7	1.9	—	—
20	1.5	1.6	1.6	1.9	—	—
25	—	1.6	1.5	1.6	—	—
30	1.4	1.5	1.4	1.6	—	—
35	—	—	—	—	—	—
40	1.3	1.4	—	1.5	—	—
	全硫化物量 Sulphide (mg S/g dry mud)					
0	0.15	0.30	0.40	0.28	0.26	0.29
5	0.40	0.29	0.39	0.41	0.28	0.33
10	0.38	—	0.40	0.34	0.22	0.28
15	0.33	—	0.39	0.30	0.19	0.36
20	0.16	0.26	0.17	0.29	0.19	0.21
25	—	0.17	—	0.27	0.18	0.24
30	0.03	0.25	0.34	0.25	0.25	0.29
35	—	—	—	—	—	—
40	0.15	0.17	—	—	0.20	—
	振とう溶出硝酸態窒素量 Soluble nitrate N (μg-at N/100 g mud)					
0	21	56	26	36	23	29
5	—	39	8	26	16	68
10	—	32	14	20	13	27
15	12	15	7	19	7	21
20	17	14	4	27	18	19
25	—	36	8	23	22	18
30	3	—	8	—	7	22
35	—	—	—	—	—	15
40	12	19	—	12	20	—

素を含めた底質の性状の変化を追求することは，耕うんの効果を明らかにするためにも必要である。この二点を解明する目的で室内耕うん実験を行ったので，その結果を報告する。

実験方法

1971年6月11日に，安芸郡音戸町地先カキ養殖漁場の同じ地点で，数本の長さ1m内径7.5cmのスチロール・パイプを用いて，スキューバダイビングにより柱状採泥した。実験室に持帰った後，上層水を入れたままの状態で，コンプレッサーからのエアーを，内径4mmのガラス管を通して吹き込んだ。最初は泥の表層をよく攪乱し，次第に深くガラス管の先を泥中に入れて泥を攪乱し，約10cmの深さまで，何度も挿入を繰り返して泥をよく攪乱した。数本を同じように攪乱後，スチロール・パイプの外側にしゃ光膜を巻いて光をさえぎり，これを流水槽に浸けて温度の変化を少なくした。この水槽の温度は16～18℃であり，変化は少なかった。これを6月24日，7月6日，7月23日に各1本ずつ取り出して分析に供した。また，一部のコアは6月24日に再び同様な方法で泥を攪乱し，流水槽の中に浸けておき，7月6日と7月23日に取り出して分析に供した。供試泥の採取は，前節と同様に，5cm間隔とした。

分析項目は乾泥含量，COD，硫化物量，有機窒素量（ケルダール窒素量），振とう溶出栄養塩量，フェオフィチン量，酸化還元電位である。酸化還元電位は東亜RM−1型によって測定し，水素標準電極でpH7に換算して比較した。フェオフィチン量は沢田・上野[94]によった。その他の分析方法は前節と同じである。

底泥の攪拌後約3時間で上層水は透明になってくる。この透明になった部分から採水し，攪拌の際に溶出した栄養塩量を分析した。分析法は，マガキ排せつ物の好気的分解調査で用いたのと同じ方法によった。

結　　果

この研究の結果は，表29にまとめて示した。泥の攪拌によって表層泥の乾泥含量が低下しており，それだけ泥がやわらかくなったことを示している。また，表層で高い値を示した有機窒素量が低い値になっている。全硫化物量は，攪拌前の上層部で約0.4 mg S/g乾泥という値であり，攪拌後も増加はみられず，また攪拌回数によっても差は認められなかった。酸化還元電位差は，上層部で高く，下層部は低くて約−100 mVという値であった。攪拌後も，この値は変化していない。

フェオフィチン量は，攪拌前，表層が多く下層になるほど低い値になっている（図31）。攪拌によって表層の高い値が低くなっており，攪拌の影響によるものであることを示している。しかし，攪拌は，

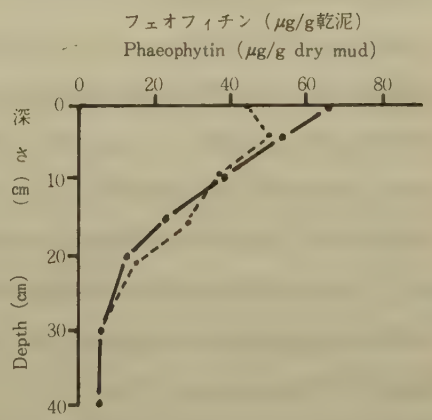


図31　底泥のかくはんによるフェオフィチン量の変化．——，かくはん前：-------，かくはん後13日目．

Fig. 31.　Change in phaeophytin before and after agitation of mud. ——, Just before agitation; ·····, the 13 th days after agitation of mud.

深さ10cmまでは十分に行ったのに，10cmの深さでのフェオフィチン量は攪拌前の値に近い。

振とう溶出アンモニア態窒素は，図32に示したように，攪拌前は約 5μgN/g 乾泥であるが，攪拌後13日目には上層部で著しく増加し，25日目には10cm以浅で 15μg/g 以上の値となり，攪拌前の約3倍の量となっている。この傾向は攪拌後42日目でも続いている。2回攪拌したものでも，その傾向はかわらなかった。

振とう溶出栄養塩としては，アンモニア態窒素のほかに，硝酸態窒素と亜硝酸態窒素とがある。亜硝酸態窒素はほとんど検出できないことが多い。

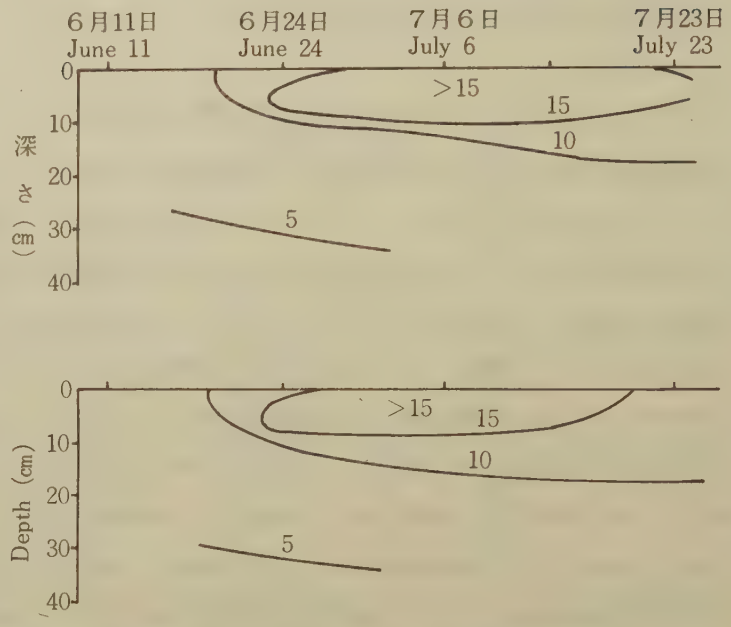


図32　底泥のかくはんによる振とう溶出アンモニア態窒素量の変化（μg/g 乾泥）．上，1回かくはん：下，1回目かくはん後13日目に2回目のかくはんを行う．

Fig. 32. Change in ammonium-nitrogen of muds diffused by shaken with sea water after agitation of muds in μg/g dry mud. Upper, agitated once; lower, agitated the second time on the 13 th day after the first agitation of mud.

硝酸態窒素量は，攪拌前20 μg-at N/100g 乾泥以下であった。攪拌後13日目には40～50 μg-at N/100gと増加しているが，25日目には著しく低い値となり，42日目には再び高い値となっている（表29）。この傾向は深さ20cm以深の，攪拌されていない所でも同じである。したがって，これは攪拌によって生じた変化ではなく，コア毎の値の差によるものと考えられる。

攪拌によって上層水中に溶出したアンモニア態窒素量は，6月11日の1回目の攪拌では 27.1μg-at が溶出し，これから13日目の2回目の攪拌では54.6 μg-at が溶出した。このコアの直径は 7.5cmであるから，この溶出量は，それぞれ0.61 μg-at N/㎠，1.24 μg-at N/㎠となる。2回目の攪拌では，1回目の攪拌での溶出量の2倍の量が溶出している。

考　　察

前節のカキ養殖漁場における海底耕うん効果調査結果から，硫化物量と振とう溶出アンモニア態窒素量との増加が認められた。硫化物量の増加は，耕うんが十分に行われていないためではないかと考え，室内実験によって底泥の攪拌を十分に行い，硫化水素量の消長を調べた。その結果，十分に攪拌，耕うんすれば，硫化物量が増加しないことが明らかとなった。

一方，振とう溶出アンモニア態窒素は，攪拌前約5μgN/g 乾泥のものが，攪拌後15μg/g 以上の値となっている。これらの値は，広島湾内及び耕うん前・後の値（表24，28）に比べると著しく低い値である。しかし，振とう溶出アンモニア態窒素量は，場所により値に大きな差がみられるので[73]，低い値というのは問題ではないであろう。むしろ，攪拌後の値が，攪拌前の値の3倍も高くなっているというのが重要である。こうして，振とう溶出アンモニア態窒素は，カキ養殖漁場における耕うん前・後の値と今回の室内実験とから，耕うん，攪拌によって増加することは間違いのないことであろう。

底泥は攪拌されると栄養塩類が海水中に溶出してくる[34,72]。このうち無機態窒素は大部分がアンモニア態であり，亜硝酸態及び硝酸態窒素の量は少ないといわれ[34,72]，むしろ泥土に吸着されるのか，亜硝酸態および硝酸態窒素量は減少する場合もあり，今回の実験結果と一致した結果が得られている。実際に耕うんを行った実験でも，海水中の栄養塩量が耕うんによって増加することが認められている[73]。今回の室内実験では，1回目の攪拌で0.61 μg-at N/㎠，2回目の攪拌で1.24 μg-at N/㎠ のアンモニア態窒素が溶出した。2回目の攪拌で，1回目の攪拌のときの溶出量の約2倍も多く溶出したのは，攪拌・耕うん後の振とう溶出アンモニア態窒素の増加で示されるように，1回目の攪拌で生成した易溶性アンモニア態窒素が溶出したものと考えられる。これと同じ量が，水深10mの海底の耕うんによって溶出するものとすると，海水中でのアンモニア態窒素量の増加は0.6～1.2μg-at/ℓ となり，量そのものはそれほど多くはない。

海底耕うんの目的は，蓄積した有機物の分解・溶出を促進することにあると考えられる。今回の調査は窒素量を中心として研究を進めているので，窒素量について考えると，底泥の攪拌・耕うんによる窒素量の海水中への直接溶出量はこれにあたるといえる。また，振とう溶出窒素量は易分解性有機窒素量とみることができ，次第に海水中に溶出してゆくものと考えられるので，この量も含まれよう。この二つの量の，底泥有機窒素量に対する割合が，耕うんの効果とみることができる。各々をもう少し詳しく検討して，耕うんの効果を算出してみよう。

室内耕うん実験で，1回目の底泥の攪拌によるアンモニア態窒素の海水中への溶出量は 0.61μg-atN/㎠，すなわち8.5 μgN/㎠ であった。これは0～10cmの泥の攪拌によって溶出したものとし，泥の比重を2.6，乾泥含量を表29の0～10cmの値の平均から34％とすると，アンモニア態窒素量の溶出量は2.0μg/g 乾泥となる。振とう溶出アンモニア態窒素量は，攪拌前5μg/g 乾泥であり，攪拌後には15μg/g 乾泥と増加したので，この差10μg/g 乾泥が攪拌による増加量である。この両者の合計値12.0μg/g 乾泥が，攪拌による有機窒素の溶出・分解促進量であるということができる。一方，底質有機窒素量は，表29から，上層部約2.2mg/g 乾泥であり，30cmぐらいの深さになると1.4mg/g となる。この差0.8mg/g が，分解してゆく窒素量と考えられる。この窒素量に対する攪拌による溶出・分解促進量 12.0μg/g の百分率1.5％が攪拌の効果ということになる。攪拌による海水中への溶出及び振とう溶出には，溶存有機窒素が含まれる。振とう溶出中の溶存有機態窒素量は，アンモニア態窒素量とほぼ同じ程度の量が溶出する（表24）。これらを含めた攪拌の効果は，したがって，1.5％より高い値になると考えられる。

攪拌・耕うんの効果が，有機窒素量を指標とした場合，1.5％であるということは，極めて低い値であると考えられる。しかし，カキ養殖漁場内の年間の堆積量は1.1～1.4 g/㎠である（第2編第2章第3節）。

これから年間に堆積する泥の厚さを求めるため乾泥含量を30%，底泥の比重を2.6とすると，年間 3.0 ～ 3.8 cmの厚さとなる。下層になるほど圧縮され，乾泥含量が高い値となるので，単純に計算するため，年間 3 cmの堆積量とすると，30cmの厚さになるのに10年を要する。この10年間に有機窒素量は 2.2mg/g から 1.4mg/g へと，0.8mg/g 減少したことになる。分解率は毎年同じ率であるから，毎年この値の10%が分解されることになる。年間のこの分解率に比べると，耕うんの効果の 1.5 %という数値は決して低い値ではないといえる。また，繰返して耕うんすると，海水中への窒素の溶出量が増加し，耕うんの効果をより一層高いものにするので，繰返して耕うんすることが望ましい。

要　　約

海底耕うんによる底泥の性状の変化を詳しく研究する目的で室内実験を行い，以下の結果が得られた。

1. 底泥の攪拌を十分に行えば，底質硫化物量の増加はみられない。
2. 振とう溶出アンモニア態窒素量は約 5μgN/g 乾泥であったが，攪拌後 15μgN/g 乾泥と，著しく増加した。
3. 底泥の攪拌に伴なうアンモニア態窒素の上層水中への溶出量は，1回目の攪拌で 0.61 μg-atN/㎠(＝2.0μg/g 乾泥)であり，1回目の攪拌後13日目に2回目の攪拌を行ったときには 1.24 μg-atN/㎠という値となり，2回目の攪拌でのアンモニア態窒素の溶出量は，1回目のそれの2倍に達した。
4. 底泥の攪拌・耕うんによる有機物の上層水中への溶出および分解促進をその効果とみれば，窒素量を指標とした場合，アンモニア態窒素の溶出量 2.0 μgN/g 乾泥と振とう溶出アンモニア態窒素の増加量10 μgN/g 乾泥との合計 12.0μgN/g 乾泥が，その効果である。
5. 底泥表層と30cmの深さとの有機窒素含量の差0.8mg/g 乾泥に対する，攪拌による溶出・分解促進量 12.0μg/g 乾泥の百分率 1.5%が攪拌の効果といえる。
6. 攪拌を繰返すと，溶出アンモニア態窒素量が増加するので，繰返し耕うんすることが望ましい。

第4編　総括及び結語

広島カキは400年の歴史があるといわれているが，生産量が著しく増加しだしたのは1955年以降のことであり，北部広島湾内で筏養殖が盛んに行われるようになってからである。それから僅か5年後の1960年から1965年にかけて，夏季における底層溶存酸素量の減少が顕著となり，またカキの成育低下などの漁場老化現象が起るようになり，広島県内のカキ生産量そのものが減少するにいたっている(第1編)。

カキ養殖漁場の老化現象を引き起す原因物質であるマガキ排せつ物量は，カキ筏1台当り年間19.3トン(乾燥重量)に達し，これに付着生物の排せつ物量を加えると，20トン以上の量になる。この排せつ物の有機物含量は，海水中懸濁物の有機物含量の半分以下と少ない。ただし，底質有機物含量よりはかなり高い値である(第2編第1章)。

マガキ排せつ物の有機物含量は，懸濁物のそれの半分以下と少ない値である。しかし，懸濁物は porous

であり，沈降速度は極めておそい。これに比べて，マガキ排せつ物の平均沈降速度は，流速1～5cm／秒では0.2～0.3cm/秒であり，水深10mの海底に達するのに0.9～1.4時間しか要せず，海底に堆積しやすい。現場調査では，筏から約10mまでの範囲に大部分の排せつ物が沈降堆積している。これから，筏の移動範囲を考慮して，年間の筏周辺への堆積量を推定すると1.1～1.4 g/㎡という値になる（第2編第2章）。

マガキ排せつ物の分解は，初めの数日で急速に進み，特に酸素の消費量が大きい。排出されてから30日目頃の分解率を有機窒素量についてみると，好気的条件下で22～45%，嫌気的条件下では15～20%であり，80日目頃には，好気的条件下で45～54%，嫌気的条件下では25%となる。嫌気的条件下では好気的条件下の約1/2という低い分解速度である。底泥の酸化層は約2mmであり，排せつ物の堆積量が多いので，分解が十分に進まぬうちに，酸化層から還元層に埋め込まれることになる（第2編第3章）。

したがって，北部広島湾内のカキ養殖漁場の底質は，その周辺の底質に比べて，COD，有機炭素量，フェオフィチン量等のいずれの項目も高い値であり，養殖漁場内の底質は有機物含量が高いことを示している。また，この有機物の含有量は，松島湾の底質とほぼ同じ程度であり，気仙沼湾の底質は，これよりさらに有機物含量が高い。あご湾のアコヤガイ養殖漁場では，有機物に富む底質は上層部に限られており，上層部の有機物含有量は北部広島湾と同じ程度か，もしくは少し低い値である（第3編第1章）。

北部広島湾内カキ養殖漁場の底質は，その周辺の底質に比べて，有機物含量は高いにも拘らず，20℃以下では，養殖漁場内外の底質表面酸素消費量の値に差はみられず，4～10mgO_2/㎡・日という値である。24～25℃になると，底質表面酸素消費量は急激に高まり，養殖漁場外20mg/㎡・日，養殖漁場内30mg/㎡・日という値になり，養殖漁場内の値が著しく高くなる。こうして，夏季の底層溶存酸素量の低下は，養殖漁場内の底質有機物含量が高いことに，その一因があると考えられる（第3編第2章）。

老化漁場を改善するため，カキ養殖漁場の海底耕うんを実施した。耕うん前と耕うん後の底質を比較すると，COD，有機窒素量，酸素消費量にはほとんど差はみられないが，全硫化物量と振とう溶出アンモニア態窒素量は，耕うん後増加する。しかし，底泥の攪拌を十分に行えば，全硫化物量の増加はみられなかった。耕うんによる海水中への直接溶出栄養塩類は，アンモニア態窒素が大部分であり，この溶出量は耕うんを繰り返すと増加するので，耕うんの効果を一層高めるためには，耕うんを繰り返し行うことが必要である（第3編第3章）。

長い歴史を持つ広島カキの養殖を今後も永年にわたり続けてゆくためには，漁場の老化をこれ以上進行させないようにすることが大切である。この研究は，まだ漁場老化についての基礎的研究の段階であり，不明な点や未解決な面が多く残されている。特に，漁場老化からカキの成育低下にいたる機構については，まだほとんどわかっていないと言えよう。しかし，カキの成育低下より早くから現われる底層溶存酸素量の低下に着目し，これを改善する方向が，老化漁場を改善することにつながるのではないかと考えられる。こうしたことから，養殖漁場を含めた海域の溶存酸素量の収支について，今後研究を深めてゆく必要があると考えられる。

謝　　辞

本研究をまとめるにあたり，懇切なるご指導とご鞭達を賜わり，さらに細密なるご校閲を賜わって東京大学教授平野礼二郎博士に深甚なる謝意を表する次第である。的矢湾養蛎研究所長佐藤忠勇氏，三重大学教授坂本市太郎博士，重井医学研究所辻井禎博士には常にご指導，ご鞭達を頂き，また水産工学研究所萩野静也氏にはマガキ排せつ物の沈降速度を算出して頂いた，ここに厚くお礼申し上げる。本研究を遂行するにあたり，広島県水産試験場木村知博部長※，荒川好満博士，溝上昭男，堀田正勝その他の諸氏のご協力にあずかった，ここに謝意を表する次第である。

文　　献

1) 荒川清：　川口周辺の底質についての一考察，内水研研報，7，187～188（1955）.

2) K. Y. ARAKAWA: Studies on the Molluscan faeces (II). Publ. Seto Mar. Biol. Lab., 13, 1-21 (1965).

3) 荒川好満：　1969年広島湾に異常発生した管棲多毛類の1種カサネカシザシによる養殖カキの被害について．貝類学雑誌，30，75－82，図版1（1971）.

4) S. BEN-YAAKOV: pH buffering of pore water of recent anoxic marine sediments. Limnol. Oceanogr., 18, 86-94 (1973).

5) F. R. BERNARD: Particle sorting and labial palp function in the Pacific oyster Crassostrea gigas (Thunberg, 1795). Biol. Bull., 146, 1-10 (1974).

6) E. A. BOTAN, J. J. MILLER, and H. KLEEREKOPER: A study of the microbiological decomposition of nitrogenous matter in fresh water. Arch. f. Hydrobiol., 56, 334-354 (1960).

7) N. M. BURNS and A. E. PASHLEY: In situ measurement of the settling velocity profile of particulate organic carbon in Lake Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can., 31, 291-297 (1974).

8) 千葉健治・大島泰雄：　アサリを主とする海産二枚貝の沪水・摂餌に及ぼす濁りの影響．日水誌，23，348－353（1957）.

9) N. EDBERG and B. V. HOFSTEN: Oxygen uptake of bottom sediments studied in situ and in the laboratory. Water Res., 7, 1285-1294 (1973).

10) R. W. EDWARDS and H. L. H. ROLLEY: Oxygen consumption of river muds. J. Ecol., 53, 1-19 (1965).

11) S. W. FOWLER and L. F. SMALL: Sinking rates of Euphausiid fecal pellets. Limnol. Oceanogr., 17, 293-296 (1972).

※　現在広島県淡水魚指導所長

12) D. L. Fox and W. R. Coe: Biology of the California sea mussel (Mytilus californianus) II. Nutrition, metabolism, growth and calcium deposition. J. Exptl. Zool., 93, 205-249 (1943).

13) 古川厚・鈴木正也・中村達夫：　浅海養殖生産性の生物学的研究（第2報）．ハマグリ種苗地の耕うん効果について．内水研研報，11，59－79（1958）．

14) E. W. Galliher: Organic structures in sediments. Sed. Petrology, April, 1932.

15) P. S. Galtsoff: The American oyster, Crassostrea virginica Gmelin. Fish. Bull., 64, 1-480 (1964)

16) D. Gunnison and M. Alexander: Resistance and susceptibility of algae to decomposition by natural microbial communities. Limnol. Oceanogr., 20, 64-70 (1975).

17) 萩野静也：　浅海養殖と自家汚染（日本水産学会編），水産学シリーズ21，恒星社厚生閣，東京，1977，pp. 31－41.

18) B. T. Hargrave: Aerobic decomposition of sediment and detritus as a function of particle surface area and organic content. Limnol. Oceanogr., 17, 583-596 (1972).

19) 畑幸彦：　沿岸海域の底土堆積物中における硫化物の生成．水産大学校研報，14（2），37－83（1965）．

20) 畑幸彦・片山九五：　浅海養殖と自家汚染（日本水産学会編），水産学シリーズ21，恒星社厚生閣，東京，1977，pp. 52－66.

21) 畑幸彦・三好英夫・西島敏隆：　実験室と現場における堆積有機物の無機化速度とこれに関与する微生物－Ⅲ．堆積有機物の分解に関する研究．「内湾底泥をめぐる物質収支の動態解明に関する研究」昭和52年度研究成績報告書．149－162（1978）．

22) D. S. Haven and R. Morales-Alamo: Apparatus for holding individual oysters under equal water flows. Limnol. Oceanogr., 10, 605-606 (1965).

23) D. S. Haven and R. Morales-Alamo: Aspects of biodeposition by oysters and other invertebrate filter feeders. Limnol. Oceanogr., 11, 487-498 (1966).

24) D. S. Haven and R. Morales-Alamo: Occurrence and transport of faecal pellets in suspension in a tidal estuary. Sedimentary Geology, 2, 141-151 (1968).

25) D. S. Haven and R. Morales-Alamo : Filtration of particles from suspension by the American oyster Crassostrea virginica. Biol. Bull., 139, 248-264 (1970).

26) 広沢一郎・五十嵐輝夫・藤田則孝：　気仙沼湾の底質について－Ⅰ．表層における汚濁の実態．宮城気仙沼水試資料2，1－14（1974）．

27) 広沢一郎・五十嵐輝夫・藤田則孝：　気仙沼湾の底質について－Ⅱ．養殖漁場内の層別性状．宮城気仙沼水試資料2，15－28（1974）．

28) 広島県：　昭和48年度公共用水域の底質測定結果報告書．既存資料篇（昭和40年～昭和48年），295頁，1975.

29) 広島県水産試験場：　広島牡蛎の生産出荷状況．水誌だより，12，145－148（1950）．

30) 広島県水産試験場：　広島湾カキ養殖漁場の海況調査．広水試報，23(1)，17－63(1962)．

31) 広島水産研究会：　広島市の水産振興に関する調査分析報告書．256頁，1978，40～44頁．

32) 井上裕雄・田中啓陽：　底泥の表面酸素消費について．「昭和42年度農林水産業特研試験研究費補助金による研究報告書」(前川忠夫・井上裕雄編)，82頁，1968，pp. 73－82.

33) S. ITO and T. IMAI: Ecology of oyster bed I. On the decline of productivity due to repeated cultures. Tohoku J. Agri. Res., 5, 251-268 (1955).

34) 岩井拓郎・藤田則孝・五十嵐輝夫・渡辺誠樹：　浮遊状態における底泥からの栄養塩の溶出について．宮城気仙沼水試報，3，34－37(1977)．

35) C. B. JØRGENSEN: Biology of Suspension Feeding, 1st ed., Pergamon Press, Oxford, 1966, pp. 66-87.

36) C. B. JØRGENSEN and E. D. GOLDBERG: Particle filtration in some ascidians and lamellibranchs. Biol. Bull., 105, 477-489 (1953).

37) M. KAJIHARA: Settling velocity and porosity of large suspended particle. J. Oceanogr. Soc. Jap., 27, 158-162 (1971).

38) 菅野尚・佐々木実・桜井保雄・渡辺競・鈴木健三：　松島湾におけるカキの大量へい死に関する研究．I 大量へい死の状況と環境について．東北水研研報，25，1－26(1965)．

39) 川名吉一郎・山岡到保・谷本照己：　広湾における海底面近くの懸濁物質分布．中国工試所報，1，51－60(1976)．

40) 木村知博：　緑変缶詰カキの研究．日水誌，35，67－76(1969)．

41) 木村知博・溝上昭男・橋本俊将：　漁業被害をもたらした広島湾の赤潮，その発生環境．日本プランクトン学会報，19，82－112(1973)．

42) 木村知博・楠木豊・三好義照・梶上邦武：　広島県中西部海域カキ養殖場底質調査．広島水試報，26(1)，45－59(1966)．

43) M. M. KOHOHOBA:　土壌有機物(菅野・他訳)，新科学文献刊行会，米子，1966，pp. 179－182.

44) 小山忠四郎：　海洋生化学(服部明彦編)，東海大学出版会，東京，1973，pp. 112－166.

45) T. KOYAMA and K. SUGAWARA: Sulphur metabolism in bottom muds and related compounds (1). J. Earth Sci., Nagoya Univ., 1, 24-34 (1953).

46) W. C. KRUMBEIN: Graphic presentation and statical analysis of sedimentary data. in "Recent Marine Sediments" (ed. by P. D. Trask), Thomas Murby & Co., London, 1939, pp. 558-591.

47) 窪田敏文：　浅海養殖と自家汚染(日本水産学会編)，水産学シリーズ21，恒星社厚生閣，東京，1977，pp. 9－18.

48) 工藤英郎：　海水中の硫化物定量法の吟味と松島湾の海水中の硫化物量．東北水研研報，24，1－7(1964)．

49）楠木豊：　カキ及び付着生物の排せつ物量について．水産増殖，18，45－51（1970）．

50）楠木豊：　カキ養殖漁場における漁場老化に関する基礎的研究－Ⅰ．マガキの排せつ物量．日水誌，43，163－166（1977）．

51）楠木豊：　カキ養殖漁場における漁場老化に関する基礎的研究－Ⅱ．カキ排せつ物の有機物含量．日水誌，43，167－171（1977）．

52）楠木豊：　マガキえらによる懸濁微小粒子の捕捉．日水誌，43，1391－1396（1977）．

53）楠木豊：　カキ養殖漁場における漁場老化に関する基礎的研究－Ⅲ．マガキ・フンの沈降速度と運搬距離．日水誌，44，971－973（1978）．

54）楠木豊：　マガキ排せつ物量と懸濁物捕捉量との関係．日水誌，44，1183－1185（1978）．

55）楠木豊・木村知博・荒川好満・橋本俊将：　海田湾奥におけるカキへい死原因調査－生育環境の悪化に関連して．広水試研報，1，1－35（1968）．

56）V. L. LOOSANOFF: On the food selectivity of oysters. Science, 110, 122 (1949).

57）V. L. LOOSANOFF and J. B. ENGLE: Effect of different concentrations of microorganisms on the feeding of oysters (O. virginica). Fish. Bull., 51, 31-57 (1947).

58）V. L. LOOSANOFF and F. D. TOMMERS: Effect of suspended silt and other substances on rate of feeding of oysters. Science, 107, 69-70 (1948).

59）E. J. LUND: Self-silting, survival of the oyster as a closed system, and reducing tendencies of the environment of the oyster. Publ. Inst. Mar. Sci., Univ. Texas, 4, 313-319 (1957).

60）E. J. LUND: Self-silting by the oyster and its significance for sedimentation geology. Publ. Inst. Mar. Sci., Univ. Texas, 4, 320-327 (1957).

61）真鍋武彦：　インドフェノール改良法による海水中微量アンモニアの直接定量．日水誌，35，897－906（1969）．

62）N. F. MATHERS: Some comparative aspects of filter-feeding in Ostrea edulis L. and Crassostrea angulata (Lam.) (Mollusca : Bivalvia). Proc. malac. Soc. Lond., 41, 89-97 (1974).

63）松江吉行編：　水質汚濁調査指針，新版，恒星社厚生閣，東京，1965．

64）三重県水産試験場：　真珠漁場における送気効果について．三重水試事業報告（昭和39年度），144－149（1966）．

65）H. MIYOSHI: Decomposition of marine plankton under laboratory conditions. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 42, 1205-1211 (1976).

66）H. B. MOORE: The muds of the Clyde Sea area. III Chemical and physical conditions ; rate and nature of sedimentation ; and fauna. J. Mar. Biol. Assoc., 17, 325-358 (1931).

67）H. B. MOORE: The specification of faecal pellets. J. Mar. Biol. Assoc., 17, 359-365 (1931).

68）H. B. MOORE: Faecal pellets in relation to marine deposits. in "Recent Marine Sediments" (ed. by P. D. Trask), Thomas Murby & Co., London, 516-524.

69) K. MOTOHASHI and C. MATSUDAIRA: On the relation between the oxygen consumption and the phosphate regeneration from phytoplankton decomposing in stored sea water. J. Oceanogr. Soc. Jap., 25, 249-254 (1969).

70) 日本海洋学会： 海洋観測指針（日本海洋学会編），東京，1955，pp. 11－13.

71) 小笠原義光・小林歌男・岡本亮・古川厚・久岡実・野上和彦： カキ養殖における抑制種苗の使用とその生産的意義．内水研研報，19，1－153（1962）.

72) 奥田泰造： 内湾底土中の可溶性栄養塩について．第1報 底土に含まれる可溶性栄養塩についての一考察．東北水研研報，2，109－117（1953）.

73) 奥田泰造： 内湾底土中の可溶性栄養塩について．第2報 底土の耕うんによる栄養塩溶出の可能性について．東北水研研報，2，118－125（1953）.

74) 奥田泰造： 内湾底土中の可溶性栄養塩について．第3報 底土に含まれている可溶性栄養塩の海水中への溶出に関する二，三の考察．東北水研研報，4，215－242（1955）.

75) 奥田泰造・佐藤省吾： 松島湾の水産資源に関する基礎研究．第1報 松島湾の底質について．東北水研研報，4，187－207（1955）.

76) 太田繁： アコヤガイの食性に関する研究－Ⅱ．アコヤガイの糞の量の季節的変化．国立真珠研報，5，429－433（1959）.

77) 太田繁： アコヤガイの食性に関する研究－Ⅳ．養殖条件（いかだ内における貝の垂下位置並びに漁場）によるアコヤガイの糞量の変化（予報）．国立真珠研報，5，439－442（1959）.

78) 太田繁： アコヤガイの食性に関する研究－Ⅵ．低比重海水がアコヤガイの糞量に及ぼす影響．国立真珠研報，6，567－572（1961）.

79) 太田繁： アコヤガイの食性に関する研究－Ⅶ．環境海水の流速によるアコヤガイの糞量の変化（予報）．国立真珠研報，6，573－575（1961）.

80) A. OTSUKI and T. HANYA: Production of dissolved organic matter from dead green algal cells. I. Aerobic microbial decomposition. Limnol. Oceanogr., 17, 248-257 (1972).

81) A. OTSUKI and T. HANYA: Production of dissolved organic matter from dead green algal cells. Ⅱ. Anaerobic microbial decomposition. Limnol. Oceanogr., 17, 258-264 (1972).

82) M. M. PAMATMAT and K. BANSE: Oxygen consumption by the seabed-II. *In situ* measurements to a depth of 180 m. Limnol. Oceanogr., 14, 250-259 (1969).

83) T. J. PANDIAN: in "Marine Ecology" (ed. by O. Kinne), Vol. 2, Part 1, John Wiley & Sons, London. New York . Sydney . Toronto, 1975, pp. 202-212.

84) G. A. RILEY: Organic aggregates in seawater and the dynamics of their formation and utilization. Limnol. Oceanogr., 8, 372-381 (1963).

85) 坂井英世・山吹孝司・金子英二郎： 加茂湖養殖漁場開発試験調査．新潟水試事業報告（昭和40年度），435－484（1965）.

86）佐藤忠勇：　養魚学各論Ⅰ（川本信之編），恒星社厚生閣，東京，1967，pp. 545－594.

87）佐藤忠勇・松本三郎・堀口重吉・辻井禎：　粗硅酸を指標とするアコヤガイの沪過水量と摂餌量の測定法について．日水誌，30，717－722（1964）.

88）沢田保夫：　真珠養殖における異常環境と被害対策．真珠技術研究会報，54，29－41（1966）.

89）沢田保夫・谷口宮三郎：　真珠養殖漁場の養殖海洋学的研究－Ⅲ．老化漁場における海水ならびに底質の性状の季節変化について．国立真珠研報，10，1213－1227（1965）.

90）沢田保夫・谷口宮三郎：　真珠養殖漁場の養殖海洋学的研究－Ⅳ．老化漁場における底質の性状とその改良方法の１例について．国立真珠研報，12，1379－1408（1967）・

91）沢田保夫・谷口宮三郎：　真珠養殖漁場の養殖海洋学的研究－Ⅴ．老化漁場における底泥の有機物量およびフェオフィチン量の季節的変化について．国立真珠研報，13，1689－1702（1968）.

92）沢田保夫・谷口宮三郎：　真珠養殖漁場における水中障害物の爆破除去に関する研究（第２報）．Ⅳ水中障害物除去による漁場改良効果について．国立真珠研報，13，1703－1711（1968）.

93）沢田保夫・谷口宮三郎：　真珠養殖漁場の養殖海洋学的研究－Ⅵ．漁場底泥からみた真珠漁場の汚染度と漁場収容密度の算定について．国立真珠研報，14，1719－1734（1969）.

94）沢田保夫・上野福三：　海底泥およびアコヤガイの排せつ物のアセトン抽出物について－Ⅰ．アセトン抽出物の吸収曲線．国立真珠研報，11，1298－1307（1966）.

95）清石礼造・富山哲夫：　浜名湖におけるカキのへい死と底土中の硫化物含量との関係．日海誌，1，75－84（1942）.

96）関政夫：　養殖環境におけるアコヤガイ，*Pinctada fucata*，の成長および真珠品質に影響を及ぼす自然要因に関する研究．三重水試研報，1，32－149（1972）.

97）関政夫・柴原規計：　真珠漁場における酸化鉄の撒布効果について．三重水試事業報告（昭和40年度），221－228（1967）.

98）妹尾秀実・堀重蔵：　垂下式養蛎試験報告．水講報，22（4），211－261（1927）.

99）島根県水産試験場：　かき増殖試験報告書，1－33（1953）.

100）島根県水産試験場：　かき異常へい死防止試験．島根水試事業報告（昭和17－28年度），525－527（1955）.

101）島根県水産試験場：　へい死対策によるキャク土作業．島根水試対馬暖流開発調査報告（昭和28～31年度），948（1961）.

102）島根県水産試験場：　カキ養殖試験（昭和32年度，33年度）．島根水試事業報告（32－34年度），207－208，229－231（1961）.

103）塩入松三郎：　土壌肥料講話，朝倉書店，東京，1953，pp. 200－205.

104）T. J. SMAYDA: Some measurements of the sinking rates of fecal pellets. Limnol. Oceanogr., 14, 621-626 (1969).

105）T. J. SMAYDA: Some experiments on the sinking characteristics of two freshwater diatoms.

Limnol. Oceanogr., 19, 628-635 (1974).

106) J.D. H. STRICKLAND and T. R. PARSONS: A manual of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can., No. 125, 1960.

107) J. D. H. STRICKLAND and T. R. PARSONS: A Practical Handbook of Seawater Analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can., No. 167, 1968.

108) 田中俊次・藤田真吾・西村元延・林優行： 海底耕うんによる底質改善について．京都府水試業績第31号，72－89 (1968).

109) K. R. TENORE, M. G. BROWNE, and E. J. CHESNEY, Jr.: Polyspecies aquaculture systems: The detrital trophic level. J. Mar. Res., 32, 425-432 (1974).

110) 寺島朴・浮田和夫： 貝類漁場底質改良試験．岡山水試昭和43年度事業報告，133－139 (1969).

111) 寺島朴・浮田和夫： 貝類漁場底質改良試験．岡山水試昭和44年度事業報告，105－114 (1970).

112) P. D. TRASK: in "Recent Marine Sediments" (ed. by P. D. Trask), Thomas Murby, London, 1939, pp. 428-453.

113) 浮田正夫・中西弘： 西瀬戸海域底泥の富栄養化特性（2）．用水と廃水，16，691－698 (1974).

114) 上野福三： 真珠漁場における餌料基礎生産と漁場の海洋構造について－Ⅱ．海水並に底泥の性状の季節変化と海底耕うんの効果について．三重県大紀要，6，145－171 (1964).

115) 上野福三・舟橋晋・津田篤身： 真珠漁場におけるアコヤガイ排せつ物と底質との関係についての予察的研究．三重県大水産紀要，8 (2)，113－137 (1970).

116) F. UYENO, K. KAWAGUCHI, N. TERADA, and T. OKADA: Decomposition, effluent and deposition of phytoplankton in an estuarine pearl oyster area. Rep. Fac. Fish., Pref. Univ. Mie, 7, 7-41 (1970).

117) J. R. VALLENTYNE: The molecular nature of organic matter in lakes and oceans, with lesser reference to sewage and terrestrial soils. J. Fish. Res. Bd. Can., 14, 33-82 (1957).

118) von BRAND, T. and N. W. RAKESTRAW: Decomposition and regeneration of nitrogenous organic matter in sea water-III. Influence of temperature and source and condition of water. Biol. Bull., 79, 231-236 (1940).

119) von BRAND, T. and N. W. RAKESTRAW: Decomposition and regeneration of nitrogenous organic matter in sea water-IV. Interrelationship of various stages; Influence of concentration and nature of particulate matter. Biol. Bull., 81, 63-69 (1941).

120) von BRAND, T., N. W. RAKESTRAW, and C. E. RENN: The experimental decomposition and regeneration of nitrogenous organic matter in sea water. Biol. Bull., 72, 165-175 (1937).

121) von BRAND, T., N. W. RAKESTRAW, and C. E. RENN: Further experiments on the decomposition and regeneration of nitrogenous organic matter in sea water. Biol. Bull., 77, 285-296 (1939).

122) von BRAND, T., N. W. RAKESTRAW, and J. W. ZABOR: Decomposition and regeneration of nitrogenous organic matter in sea water-V. Factors influencing the length of the cycle ; Observation upon the gaseous and dissolved organic nitrogen. Biol. Bull., 83, 273-282(1942).

123) S. A. WAKSMAN, C. L. CAREY, and H. W. REUSZER: Marine bacteria and their role in the cycle of life in the sea-I. Decomposition of marine plant and animal residues by bacteria. Biol. Bull., 65, 57-79 (1933).

124) S. A. WAKSMAN, and M. HOTCHKISS: On the oxidation of organic matter in marine sediments by bacteria. J. Mar. Res., 1 (2), 101-118 (1938).

125) P. H. WIEBE, S. H. BOYD, and C. WINGET: Particulate matter sinking to the deep-sea floor at 2000 m in the tongue of the ocean, Bahamas, with a description of a new sedimentation trap. J. Mar. Res., 34, 341-354 (1976).

126) C. M. YONGE: Structure and physiology of the organs of feeding and digestion in Ostrea edulis. J. Mar. Biol. Assoc., 14, 295-386 (1926).

127) 吉田陽一・河合章・木俣正夫：　海洋性硝酸化成細菌に関する研究－Ⅳ．亜硝酸生成細菌の亜硝酸化成作用について（2）．　日水誌，33，367－371（1967）．

乾のり中の無機物について

大　内　　晟

Nitrogen and Trace Metals Contents of Dried Laver
Collected from Culture Grounds in Hiroshima Prefectural Sea Area.

Akira ŌUCHI

瀬戸内海では富栄養化や重金属による海域の汚染が大きな社会問題になっている。本県では昭和48年にカキに Cd の異常蓄積が認められ，カキ養殖業は大きな被害を受けた。しかし海水の分析では Cd の異常値は検出されなかった。このように汚染状況を把握するには直接，海水の分析を行うだけでは十分ではない。特に都市近郊の沿岸部では潮時による変動を考慮して分析値を解釈しないと大きな誤ちをおかすことになる。

海域の汚染状況を生物への取り込み成分によって評価出来れば，長期間の汚染状況の把握が可能になる。この生物指標としてのりを選定し，県下の22地点から乾のり（一部生のり）を採取し，8成分の分析を行い多変量解析により評価し，汚染指標としての有効性について検討し若干の知見が得られたので，その結果を報告する。

図 1　調　査　点

Fig. 1. Sampling stations for measurement of trace elements in dried laver.

材料および方法

1. 試料採取　昭和48年11月から49年3月にかけて県下の22地点（Fig. 1.）から試料を採取した。

2. 分析方法　乾のりは105℃で乾燥し，このうち0.1～0.5 grをケルダール分解フラスコに秤取した。一部の生のりは蒸溜水で数回脱塩後に105℃で乾燥し，乳鉢で磨砕後にフラスコに精秤した。試料の分解は硫硝酸法[1)]によった。分解液を100 mℓ定容とした後，適宜稀釈して原子吸光分析を行った。

結　　果

乾のり中の8成分の分析結果は表1に示した。

全窒素　全窒素含有率は3.0～7.7％の範囲にあり，平均値は6.1％であった。12月までの試料はすべての養殖場で6～7％台であるが，1月以降は養殖場間の差が大きくなり，最大3.5％の較差が生じた。2月以降でも6％台を維持したのは水呑，沼田川，安芸津，川尻，広西大川川口で，いずれも沿岸域で大きな河口域もしくは都市下水の流入するような条件の良い養殖場に限られていた。

鉄　Feについてみると，最大値は芦田川川口の471 ppm，最小値は川尻の45 ppmで，両者の間には10倍のひらきがあった。平均値は188 ppmであった。400 ppm以上の高い値を示したのは芦田川川口と田尻から採取した11月の試料にみられた。100 ppm以下の低い値は，仙酔島を除くと，すべて1月以降の試料にみられた。Feの含有量は福山地区で高く，西部海域で低い傾向がみられた。福山地区で高くなるのは製鉄所やその関連産業の工場廃水の影響が強いと考えられる。

マンガン　Mnについてみると，最大値は芦田川川口の88 ppm，最小値は竹原の23 ppmで，両者の間には約4倍のひらきがあった。平均値は46 ppmであった。福山地区の試料は多くが50 ppm以上の高い値を示したが，尾道地区の試料の多くは30 ppm前後の低い値を示したのが特徴的であった。一般的な傾向としては秋口から初冬にかけて高く，2月以降にかけて低くなった。川口域の試料に比較的高い値がみられるが，これは河川からのMnの補給によるものと推定される。

亜鉛　Znについてみると，最大値は田尻の326 ppm，最小値は広西大川川口の40 ppmで，両者の間には8倍のひらきがあった。平均値は140 ppmであった。福山地区の試料は他の地区の試料よりも低い値を示した。12月までの試料よりも1月以降の試料の方が高い値を示す傾向が認められた。

銅　Cuについてみると，最大値は芦田川川口の14 ppm，最小値は田尻の6 ppmで，両者の間には約2倍のひらきがあった。平均値は9 ppmであった。精練工場の近くにある大崎内浦の養殖場で11.1 ppmの高い値を示したことは，工場廃水による汚染を示すものとして注目された。

鉛　Pbについてみると，最大値は芦田川沖の21 ppm，最小値は五日市の2 ppmで，両者の間には約10倍のひらきがあった。平均値は5.0 ppmであった。福山地区は比較的に高い値を示す傾向がみとめられたが，なかでも芦田川沖は異常な値であった。

アルミニウム　Alについてみると，最大値は干汐の710 ppm，最小値は仙酔島の80 ppmで，両者の間

表 1　分析結果

Table 1. Analytical results of dried laver.

St.	Sampling stations	月旬 Date	窒素 N	鉄 Fe	マンガン Mn	亜鉛 Zn	カドミウム Cd	銅 Cu	鉛 Pb	アルミニウム Al
			(%)	(ppm)						
1	水呑 Minomi	12月中旬 Dec. 2nd.	6.6	173	39.9	168	0.19	7.2	2.4	106
2	水呑 Minomi	3月上旬 Mar. 1st.	7.5	202	82.9	241	0.13	7.2	5.6	532
3	田尻 Tajiri	1月上旬 Jan. 1st.	4.9	146	29.4	326	0.22	6.0	8.7	137
4	松永 Matsunaga	2月下旬 Feb. 3rd.	3.0	102	33.2	171	0.21	9.4	6.0	166
5	因島 Innoshima	1月中旬 Jan. 2nd.	5.2	102	31.3	203	0.31	9.6	5.7	412
6	干汐 Hishio	3月上旬 Mar. 1st.	3.2	377	27.6	201	0.30	8.2	3.0	708
7	細ノ洲 Hosonosu	1月上旬 Jan. 1st.	5.6	63	30.9	132	0.22	8.3	1.8	340
8	沼田川 Nutagawa	3月上旬 Mar. 1st.	6.0	129	52.5	138	0.18	7.7	4.1	432
9	豊島 Toyoshima	2月上旬 Feb. 1st.	5.6	113	30.8	155	0.34	8.2	3.5	288
10	大崎内浦 Osakiuchiura	12月下旬 Dec. 3rd.	7.4	216	29.1	144	0.34	11.1	2.1	135
11	竹原 Takehara	2月中旬 Feb. 2nd.	4.5	84	23.3	95	0.15	6.9	3.4	294
12	安芸津 Akitsu	2月中旬 Feb. 2nd.	7.0	200	32.1	85	0.36	6.7	4.1	205
13	川尻 Kawajiri	2月中旬 Feb. 2nd.	6.0	45	31.9	100	0.42	9.0	3.1	154
14	広西大川川口 Mouth of Hiro-nishiokawa	2月下旬 Feb. 3rd.	6.2	87	37.8	40	0.12	7.8	1.8	129
15	五日市 Itsukaichi	12月下旬 Dec. 3rd.	7.6	126	50.0	91	0.18	8.0	1.6	354
16	甲島 Kabutojima	1月上旬 Jan. 1st.	6.1	63	43.6	209	0.89	7.9	3.4	222
17	芦田川川口 Mouth of Ashida river	11月上旬 Nov. 1st.	7.6	471	88.1	90	0.31	13.9	8.2	284
18	芦田川沖 Off Ashida river	11月上旬 Nov. 1st.	7.4	278	62.8	94	0.16	10.7	21.1	151
19	田尻 Tajiri	11月上旬 Nov. 1st.	7.7	440	55.2	140	0.10	10.3	5.8	242
20	鞆 Tomo	11月上旬 Nov. 1st.	6.4	272	55.2	74	0.27	10.3	5.6	215
21	仙酔島 Sensuijima	11月上旬 Nov. 1st.	7.4	60	73.8	64	0.33	9.9	2.2	82
22	走島 Hashirijima	11月上旬 Nov. 1st.	6.2	379	73.5	117	0.31	11.6	6.4	145
		Maximum	7.7	471	88.1	326	0.89	13.9	21.1	708
		Minimum	3.0	45	23.3	40	0.10	6.0	1.6	82
		Mean	6.1	187.6	46.0	139.9	0.27	8.9	4.98	260.6.
		Standard deviation	1.355	129.266	19.375	66.773	0.164	1.888	4.138	154.370

に約9倍のひらきがあった。平均値は261 ppmであった。3月の試料に400 ppmを越える値が多く出現した。

考　　察

乾のりの窒素量（TN）は年内（12月まで）の製品では6.2～7.7％で品質は上級であったが，1月以降は一般的には減少した。しかし，川口域の養殖場から摘採されたのりは2月以降でも6％台を維持していた。今回の分析結果は上級品はTNの含有量が高いとされる従来の知見[2]と一致していた。海水中の無機態窒素（DIN）の季節的変化は海水の循環期の10月ないし11月に最大となり，以後減少し1月ないし2月頃に最小となるのが一般的傾向である。したがって，富栄養化海域の養殖場を除くと，のりの窒素量の季節的変化はDINのそれと類似していた。

各種元素の最大値が出現した海域は，Alは向島の干汐，Cdは大竹市沖の甲島，残りの6元素はいずれも福山地先でなかでも芦田川川口域に多く出現し陸上からの流入による汚染が推定された。藤山等[3]の福

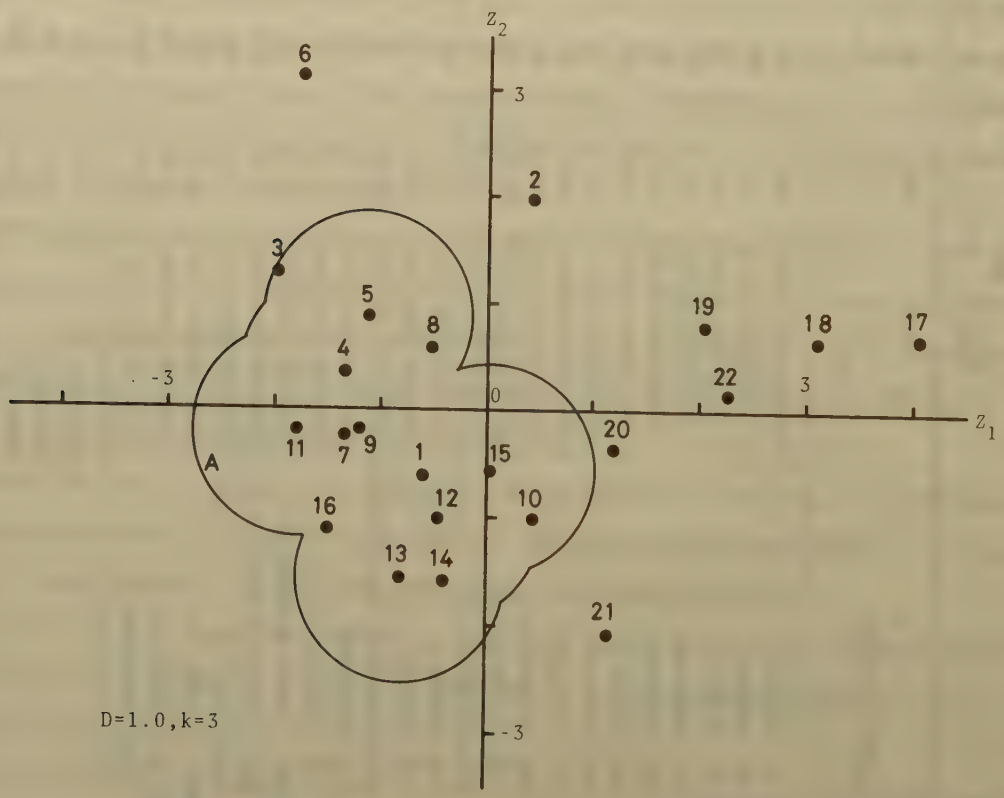


図2　主成分分析とクラスター分析の結果（図中の数字は調査点番号）

Fig. 2.　The distribution of stations in the plane defined by the first two principal component and the results of cluster analysis. (The numbers show the sampling stations.)

山地先での6種の元素（Fe，Zn，Mn，Cu，Pb，Cd）の変動はFeは100～1000 μg/g（ppm），Znは100～200 ppm，Mnは20～70 ppm，Cuは9～30 ppm，Pbは1～4 ppm，Cdは0.1～0.5 ppmであった。これと比較するとCd，Zn，Mnはほぼ同じ値であったが，Cuは藤山等の方が約2倍高く，Pbは筆者の方が5倍高い値になっていた。のりの品質は同じ養殖場でも場所や時期によっても異なることがあるので，Pbを除けば両者の分析値には大きな差はみられなかった。

分析結果をもとに1元素ないし2元素による解析では汚染の実態を正しく評価出来ないので，多変量解析による総合的な評価を試みた。そこで8元素の分析結果をもとに主成分分析（以下PCAと略）[4]とクラスター分析[5]を組み合わせて解析した結果をFig. 2.に示した。第2主成分までの累積寄与率は54%で，情報損失46%で8次元空間における調査点のバラツキを平面に射影出来たことになる。因子負荷量（各主成分ともとの変数との相関係数）をみると，第1主成分とはN，Fe，Mn，Cuが0.69～0.81，第2主成分とはZnが0.59，Alが0.73とそれぞれ高い相関があった。第1主成分にはのりの生長に必須とされる微量元素[6]のFe，Mn，Cuが関係しているので，これはのりの生育と品質に係る成分と考えられる。第2主成分とはZn，Alが関係しているがこれらは，のりの低級品に多く含まれる[7]元素であり，この成分はのりの不良品質に係る成分と考えられる。このように8種の元素をPCAにより2個の総合性値に要約すると，縦軸より右側にある調査点ののりは上級品で，左側のそれは下級品と判断出来る。

PCAの総合特性値をもとに，モード法によりD＝1.0，k＝3の条件でクラスター分析すると，Fig. 2.に示したように全体の68%にあたる15調査点が同一のクラスターAに含まれた。Aクラスターに含まれなかった調査点は干汐と福山地先の試料であった。干汐の試料はAlが最大値を示したために特異なスコアになっていた。伊勢湾産乾のりではFe，Mn等は低級品に多いことが認められている[7]が，福山地先の乾のりでは上級品でもこれらの元素が多く含まれており，逆の結果がみられた。これは福山地先の養殖場へは，河川水や工場廃水による窒素の補給がある[8]ことと製鉄所やその関連産業からの廃水と河川水とからのFe，Mn等の補給によるものと推定される。

このようにPCAにより8種の元素を2個の総合特性値に要約することにより，図示が可能になり汚染の評価が容易に行えた。PCAにより福山地先が富栄養化と重金属汚染が進行していることがわかる。のり養殖で好漁場といわれる海域は県内でも富栄養化の著しいところである。また生のりは海水中の微量金属をよく濃縮する[7,9]ので，海域の重金属汚染を把握するのに利用出来る。のりの養殖場は県下の全域に存在し，養殖時期も一定しており，のり網の張り込み期間も調整出来るので，海域の富栄養化や重金属汚染の実態把握にのりの成分分析が有効である。

海水の分析では，ある瞬間の実態把握であるが，生物を指標とすれば時空間的なひろがりをもった汚染の実態を把握することが出来る。海水の分析だけでなく，生物を指標としてその成分分析を行い，多変量解析による評価を実施すればより精度の高い汚染負荷の実態把握が可能になると考えられる。

終りにあたり，試料採取に協力いただいた福山，尾道，呉，広島の各農林事務所ならびに福山市役所の職員の方々に深謝します。

要　　約

昭昭48年11月から昭和49年3月にかけて全県下から乾のり（一部生のり）の22試料を集めて8元素（N, Fe, Mn, Zn, Cd, Cu, Pb, Al）の分析を行い，多変量解析による汚染の評価を検討した。

1. 各元素の最大値が出現した海域は，Alは向島の干汐，Cdは大竹市沖の甲島，N，Fe，Mn，Zn，Cu，Pbはいずれも福山地先であった。

2. 全窒素含有量は年内製品では6％以上であったが，1月以降は河口域や都市域の養殖場を除くと，3～6％の範囲に減少した。

3. 主成分分析では，第2主成分までの累積寄与率は54％，因子負荷量は第1主成分とはN，Fe，Mn，Cuと，第2主成分とはZn，Alとの間にそれぞれ高い相関があった。

4. 第1，第2主成分のスコアを使い，モード法でD＝1.0，k＝3の条件でクラスター分析すると15調査点（全体の68％）が同一クラスターに包含された。

5. 主成分分析とクラスター分析を組み合わせて総合的に評価することが汚染の実態把握の1つの方法として有効であることが判明した。

文　　献

1) 日本分析化学会関東支部編：食品編2・b，共立出版，東京，1972，pp. 22～54.

2) 野田宏行：日水誌，**37**，30～39 (1971).

3) 藤山虎也・前田正智：広大水畜産学部紀要，**16**，23～32 (1977).

4) 奥野忠一・久米均・芳賀敏郎・吉澤正：多変量解析法，日科技連，東京，1979，pp. 159～257.

5) 奥野忠一・芳賀敏郎・矢島敬二・奥野千恵子・橋本茂司・古河陽子：続多変量解析法，日科技連，東京，1976，pp. 208～237.

6) 岩崎英雄：広大水畜産学部紀要，**6**，161～168 (1965).

7) 野田宏行：日水誌，**37**，35～39 (1971).

8) 大内　晟：用水と廃水，**21**，389～396 (1979).

9) 前田正智・藤山虎也：広大水畜産学部紀要，**16**，33～44 (1977).

赤潮プランクトンの走査電子顕微鏡試料作製法

高　山　晴　義

Preparation of Red Tide Planktons for Scanning Electron Microscopy

Haruyoshi TAKAYAMA

Abstract

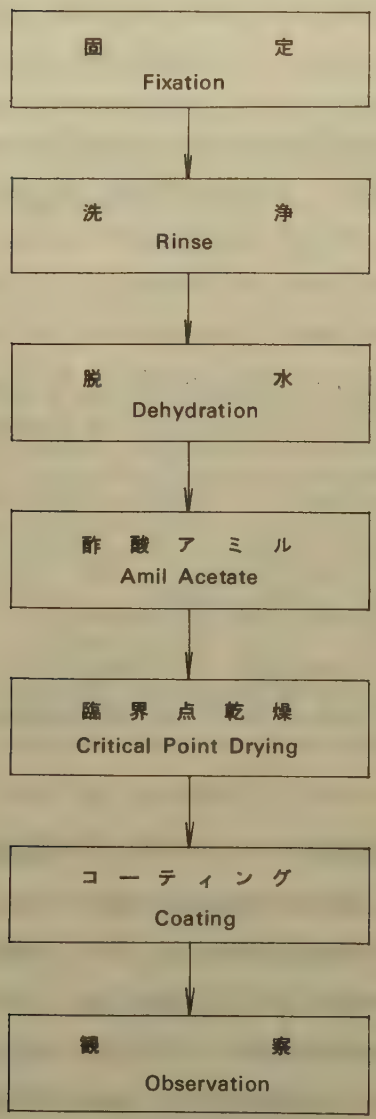
Methods of preparation of red tide planktons for scanning electron microscopy (SEM) was studied. Materials were fixed in osmic acid or glutaraldehyde, rinsed in filtered sea water and distilled water, dehydrated in a series of graded ethyl alcohol, exchanged for amil acetate, dried critical point drying method with CO_2 and coated with gold (showing fig. 1), and fairly good specimens were obtained. In the proccessing steps of preparation of red tide planktons for SEM, fixation is most important. Osmic acid was more suitable for the fixation of red tide planktons (especially anarmoured flagellates). The materials of red tide plankton are easily lost in the proccessing steps, because most of them are very small in the size. Filtering apparatus (showing fig. 3 and 4) was manufactured for trial to be solved this problem, and it seemed to be suitable for the preparation of small red tide planktons for SEM. On the other hand, adhering method onto poly-L-lysin coated coverglass was experimented with to prevent loss of materials (showing fig. 5). In the result, *Chattonella* sp. and some red tide planktons adhered onto poly-L-lysin coated coverglass but most of other red tide planktons were less satisfactory.

走査電子顕微鏡（SEM）は，光学顕微鏡（LM）に比べて分解能が優れているというほかに，焦点深度が深いなどの特長を有し，そのデータ写真は詳細で立体的である。細胞内部の微細構造を観察する手段としては透過型電子顕微鏡（TEM）には及ばないが，全体像や微細な表面構造の観察に適しており，赤潮プランクトンの分類学的な混乱が論議されている折から，SEM は今後ますます有力な観察手段の１つになるものと思われる。一方，SEM 観察のための赤潮プランクトンの試料作製法については必ずしも確立されたものはなく，それぞれの観察者が独自に工夫しながら処理しているのが現状である。今後さらにSEM装置自体の改良が進み，試料作製のための新しい技術の開発も行なわれるものと思われるが，これまで赤潮プランクトンのSEM試料作製法について2～3の検討を行なってきたので，それらをとりまとめてここ

に報告する。

なお，当場には日立製作所社製S－430型走査電子顕微鏡，日立精器社製HCP－1型およびHCP－2型臨界点乾燥装置，エイコーエンジニアリング社製IB－3型およびAX－10型イオンスパッタリング装置がそれぞれ設置されており，これらの機器を使用して試料作製および観察を実施した。

一般的なSEM観察では，試料から発生する二次電子を検出して陰極管（CRT）上に表示する。また，試料は真空下におかれるので，SEM観察試料はいくつかの条件を満たしていることが必要である。それら種々の条件のうち，試料が乾燥していること，導電性を有すること，の2点が最も重要であると考えら



グルタールアルデヒドまたはオスミック酸（氷室，15分～2時間）
Fix in cold glutaraldehyde or osmic acid. (15 min～2hr).

ろ過海水と蒸留水でよく洗浄する（1時間～1昼夜）
Rinse several times in filtered sea water and distilled water (1 hr.～over night).

エタノールシリーズ中で脱水
Dehydrate in a series of graded EOH.
30%，50%，80%，90%，95%（各15分，each 15 min.).
100%（30～60分，2回，30～60 min. twice).

酢酸アルミに置換（15分，2回）
Exchange EOH for amil acetate before critical point drying (15 min. twice).

液化二酸化炭素を使用
Use liquid CO_2.

イオンスパッタコーティング
Ion spata coating.

走査電子顕微鏡
Scanning electron microscope (SEM).

図1　赤潮プランクトンの走査電子顕微鏡試料作製過程.

Fig. 1　Processing steps of preparation of red tide planktons for SEM.

れる。生物試料を観察する場合，いかにして生時の形態を損わないようにこれらの条件を満たす試料を作製するかが問題となる。赤潮プランクトンには珪藻や有殻鞭毛虫などのように体表構造が強固なものから，無殻の鞭毛虫のように非常に脆弱なものまであり，試料作製の難易度はそれぞれ異なる。しかし一般的には，赤潮プランクトンも他の生物柔組織試料に対して行なわれているように，固定→水洗→脱水→酢酸アミル置換→臨界点乾燥→コーティングの各過程を経て試料を作製するのが，現在のところ最も確実な方法であると思われる。

図1に現在著者が行なっている赤潮プランクトンの試料作製過程を示す。以下，順次各過程について説明する。

固　定

外殻が非常に強固な一部の珪藻や *Distephanus* (Plate I, E) などの骨格を観察する際には不要の場合もあるが，細胞の変性や崩壊を防ぐために，一般的には固定が必要である。特に無殻の赤潮鞭毛虫については慎重に固定を行なう必要があり，固定の良否が観察結果に大きな影響を与えることが多い。

固定方法はTEM観察試料に準じて行なわれることが多く，固定剤としてはグルタールアルデヒドとオスミック酸が優れている。試料によってはホルマリンでも十分に固定できるものもあるが一般的ではない。最も簡単な固定法は，市販の良質の20～50％グルタールアルデヒドを2～4％の濃度になるように赤潮プランクトンを含む海水または培養液中に添加するだけでよい。この方法で *Skeletonema* などの珪藻 (Plate I, A-D) や，*Prorocentrum* 属 (Plate I, F), *Peridinium* 属などの有殻鞭毛虫のほか，*Gymnodinium* 属 (Plate II, B) の一部や *Noctiluca* (Plate II, A) の良好な固定が可能であった。

無殻の鞭毛虫はグルタールアルデヒドよりオスミック酸で固定する方が好結果が得られることが多い。小野 (1979)[1] も *Chattonell* sp.（ホルネリア）の固定にオスミック酸が適していると述べている。著者 (1980)[2] はオスミック酸の1～2％ろ過海水溶液を固定液として使用しているが，固定液の調製法と固定方法はつぎのとおりである。

1) 固定液の調製

オスミック酸は孔径0.4 μmのメンブランフィルターでろ過した海水に溶かして，1～2％溶液とする。溶解方法は蒸留水に溶解する場合と同じである。オスミック酸をろ過海水溶液としたのは，海水にはそれ自体に緩衝能力があり，また赤潮プランクトンの細胞質とほぼ同程度の浸透圧を有すると考えられ，純水による溶液とするよりは好結果が得られるものと推定されたためである。このようにして調製されたオスミック酸のろ過海水溶液は，すり合せのよい共栓ビンに入れて冷蔵庫に保存すれば，少なくとも6か月間は黒化するなどの現象はみられず，変性することはない。

2) 固 定 法

赤潮プランクトンを培養液あるいは海水とともに，容量10 mℓ程度のスピッツ管に入れて，しばらく静置するか軽く遠沈して器底に集め，ピペットで上澄み液を取り除く（図2）。この時，余分な上澄み液はできるだけ多く取り除いて，試料だけが器底に残るようにした方がよい。上澄み液を除去したら，す早く

上述のように調製した1～2％オスミック酸ろ過海水溶液を5～10 mℓ 加えて氷室で固定する。固定時間は厳密には検討していないが，15分～2時間で十分であると思われた。

Chattonella sp. (Plate II, E-F) や *Heterosigma inlandica* (Plate II, D) は非常に固定が難かしいとされている赤潮鞭毛虫であるが，以上の方法により比較的良好な固定試料を得ることができた。しかし，細胞膜の一部が破損したり鞭毛が不完全なことも多く，わずかな手順の違いで固定が不良になることが多い。赤潮プランクトンのSEM試料作製において，固定は最も重要な過程であるので，より確実な固定技術の確立をはかる必要がある。

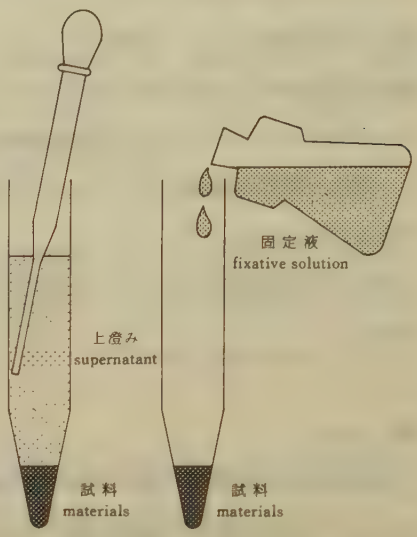


図2. 赤潮プランクトンの固定法.

Fig. 2 Fixative method of red tide planktons.

水洗・脱水・酢酸アミル置換

臨界点乾燥の前処理として固定後の試料はろ過海水および蒸留水で水洗した後，エタノールシリーズ中で脱水し，酢酸アミル置換を行なう。各段階における大体の処理時間は図1に示した。ろ過海水による洗浄は固定剤が除去できるまで数回くり返す。ろ過海水で洗浄した後に蒸留水で水洗するが，これは塩分を除去するために行なう。塩分の除去が不十分であると脱水の際に白色の沈澱物を生じることがあるので，試料は十分に脱塩する必要がある。脱水をアセトンシリーズ中で行なうこともできるが，著者はエタノールで行なっている。脱水した試料は酢酸アミル中に移して臨界点乾燥に備える。

水洗→脱水→酢酸アミル置換の過程は試料が微細であるので，一般の生物体や組織などとは違った方法で行なわねばならない。著者はこの過程の処理に3つの方法を用いているのでつぎに述べる。

1) 沈 澱 法

この方法は赤潮プランクトンの処理に最も多く用いられているものと思われる。固定を行なう時(図2)のように，順次スピッツ管内で試料を器底に沈澱させて上澄み液を取り除いた後，各処理液を添加する。つまり沈澱→上澄み液の除去→次段階の処理液の添加，の操作をくり返しながら水洗→脱水→酢酸アミル置換を行なう。

ヤコウチュウなど比較的大形の赤潮プランクトンはしばらく静置すると容易に沈澱し，その様子が肉眼でも観察できるのでこの方法が適している。しかし，微細なプランクトンの場合にはかなり強く遠沈する必要がある。この時，細胞が破損したり，細胞が互いにくっつき合って塊状になることもあるので十分に気をつけなければならない。また，沈澱が不十分であると上澄み液とともに試料を捨て去ってしまうことになるので，微細なプランクトンを沈澱法で処理する場合には多量の試料が必要である。

2) ろ 過 法

ろ過装置を使用して水洗→脱水→酢酸アミル置換を行なう。著者は，臨界点乾燥用の試料カゴとしても

使用できる図8および図4に示したようなろ過装置を考案した。

このろ過装置は注射筒を応用した補助ろ斗(a)，ナイロン製スクリューキャップ(b)，ナイロン製ろ斗(c)，テフロン製O－リング(e)，ステンレス製メッシュスクリーン(g)，テフロン製ガスケット(h)およびステンレス製支持台(d)からなっている。これらろ過装置の構成部品は固定液，脱水剤，酢酸アミルなどの試薬によって変質しないものを厳選した。メッシュスクリーン(g)とO－リング(e)の間にメンブランフィルター(f)をはさんでろ過装置をセットする。メンブランフィルターは各々の処理液によって溶解されることなどがなく，孔径の種類が豊富なGE社製のヌークリポアフィルターが適当であると思われる。メンブランフィルターをセットした後，補助ろ斗(a)をとおしてろ斗(c)に固定試料を入れてろ過する。この際，試料の破損を避けるためには重力ろ過が好ましい。重力ろ過が困難な場合は吸引するが，あまり強い吸引は避けた方がよい。ろ過の終点はフィルター面に少し水分が残る程度にし，フィルター上の試料が乾燥しないようにする。終点に達したら補助ろ斗(a)にろ過海水を入れて，ろ斗(c)に滴下させながら水洗する。同様にして図1に示した順序にしたがって水洗→脱水→酢酸アミル処理を行なう。なお，これらの処理液はコンタミネーションを防ぐため，孔径が0.4～1 μmのメンブランフィルターでろ過して不純物を除いたものを使用する。

この方法は他の方法に比べて試料の損失が少ないので，試料が少量しか得られない場合に都合がよい。逆に，試料が多すぎると細胞が互いに重なりあうので，試料はフィルター上に均一に分布する程度にし，あまり多くない方がよい。

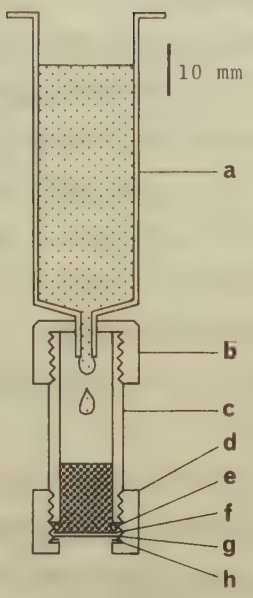


図3. 赤潮プランクトンのSEM試料作製のためのろ過器の模式図。

Fig. 3　Shematic diagram of filtering apparatus for preparation of red tide planktons for SEM.
a：補助ろ斗 sub-funnel
b：スクリューキャップ　screw cap
c：ろ斗 funnel　　d：支持台 support ring
e：O－リング O-ring
f：メンブランフィルター　membrane filter
g：メッシュスクリーン　mesh-screen
h：ガスケット　gasket

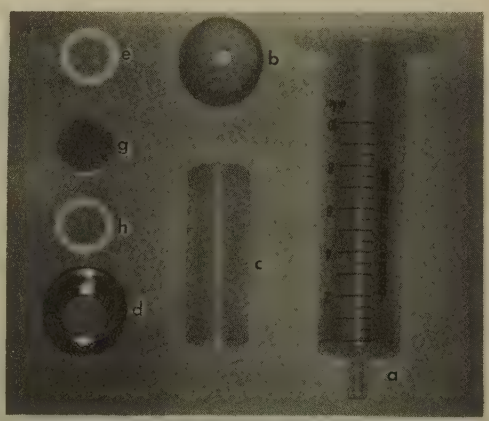


図4. SEM試料作製用のろ過器.

Fig. 4　Filtering apparatus for preparation of red tide planktons for SEM.

この方法は微細な赤潮プランクトンが少量しか得られない場合に適しているが，やや脱水処理が不十分になる傾向がみられるので，さらに工夫する必要があると考えている。

3）カバーグラスに試料を接着して行なう方法

ウィルスや血球などのSEM試料を作製する場合，各段階での試料の損失を防ぐため，ポリリジンなどのようなポリカチオン物質を被覆したカバーグラスに試料を接着して，固定→脱水→乾燥の処理をする方法が行なわれている。TSUTSUI *et al.*(1976)[3]は，ポリカチオン被覆したカバーグラスに試料が接着するメカニズムをつぎのように説明している。すなわち，ポリカチオンは表面に陽イオン結合手を残したままカバーグラス表面に強く吸着され，その陽イオンが試料表面の陰イオンと結合して試料を接着する。このようにしてカバーグラス上に接着された試料は，固定→脱水→臨界点乾燥の間に離れ落ちることはないといわれている。

赤潮プランクトンにもこのような方法が応用できれば試料作製が容易になると考えられたので検討した。

まず最初に，直径10～15 mmの円形のカバーグラス（最初SEMプレートと称する円形のガラス板が市販されており，カバーグラスの代わりにこれを使用してもよい）上に0.1%ポリリジン水溶液を1～2滴滴下し，10～30分間放置してカバーグラス表面にポリリジンを吸着させる。つぎに，このカバーグラスをろ過海水で洗浄して，余分なポリリジンを洗い流す。血球などの場合はポリリジン被覆したカバーグラス上に試料を含んだ液を滴下すると，固定前の状態でも接着できるといわれている(TSUTSUI *et al.*, 1976)[3]。しかし，赤潮プランクトンが固定前にポリリジン被覆したカバーグラスに接着することは全くなかった。そこで，あらかじめ固定した後に沈澱法によってろ過海水で洗浄した試料を接着させることにした。すなわち，ポリカチオン処理したカバーグラス上に水洗した試料を滴下し，水分が蒸発しないようにしてそのまま30分～1時間放置する（図5）。この間に試料がカバーグラス上に接着される。試料の接着ができたら蒸留水，各濃度のエタノール，酢酸アミルを入れたペトリ皿または共栓ビン（秤量ビンが都合がよい）をそれぞれ用意し，試料を接着させたカバーグラスをピンセットで挟んで順次移行していく（図5）。

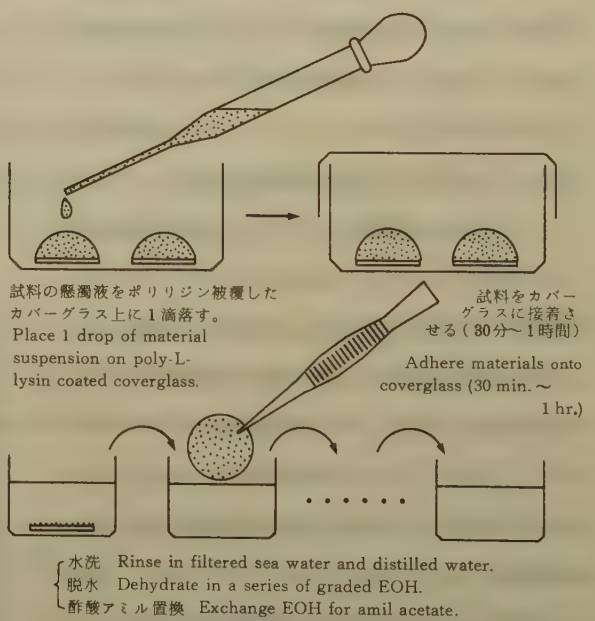


図5. ポリリジンを被覆したカバーグラスに赤潮プランクトンを接着して試料作製を行なう方法.

Fig. 5 Shematic diagram of preparation of red tide planktons adrered onto poly-L-lysin coated coverglass.

ポリリジン膜による接着効果は赤潮プラ

ンクトンの種類によって異なり，*Chattonella* sp. は50～80%がカバーグラス上に接着された。しかし，*Gymnodinium* '65年型種や *Heterosigma inlandica* は水洗の過程で試料の90%以上が脱落した。しかし，水洗時に脱落しなかった細胞は，それ以後の過程ではほとんど脱落することはなかった。

組織培養した遊離細胞や細胞をホモジェナイズして得られたオルガネレなどは，ホルムバルムを被覆した試料台（試料スタブ）やカバーグラスにも接着するといわれる(KIRSCHNER, 1978)[4]が，赤潮プランクトンがこれらに接着することはなかった。

臨界点乾燥

臨界点乾燥法は現在のところ乾燥時における変形が最も少ない乾燥と考えられ，多くの赤潮プランクトンの乾燥はこの方法による必要があると考えられる。臨界点乾燥に用いるガス（移行液）としては，取り扱いが簡単で，しかも容易に入手できる液化二酸化炭素が適当であると思われる。

臨界点乾燥の際には試料を試料カゴに入れて行なうが，試料が扮失しないような工夫が必要である。

図3，4に示した沪過装置は補助ろ斗(a)を取りはずせば，そのまま臨界点乾燥装置の試料室に収容できるので，ろ過法によって酢酸アミルの段階まで処理した試料はろ過装置のまま臨界点乾燥を施せばよい。この場合，支持台(d)を少しゆるめておくと，ろ斗(c)内に液化二酸化炭素がすみやかに流入し，ガス注入時における試料の乾燥を少なくすることができる。

沈澱法によって処理された試料はメンブランフィルター，カバーグラスまたは金属板上に滴下し，図6，7に示した試料カゴに入れて臨界点乾燥を行なう。この操作は

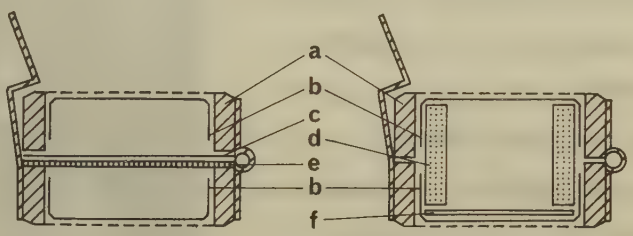


図6. 臨界点乾燥用の試料カゴ.

Fig. 6　Shematic diagram of baskets for critical point drying.
a：　ステンレス製試料カゴ　stainless basket
b：　ろ紙　filtering paper
c：　メンブランフィルター　membrane filter
d：　ガラス管　glass tube
e：　ステンレスメッシュスクリーン　stainless mesh-screen
f：　カバーグラス　coverglass

図7. 各種の臨界点乾燥用の試料カゴ.

Fig. 7　Some kinds of baskets for critical point drying.

酢酸アミルが蒸発しないうちにすみやかに行なわねばならない。また，試料カゴの上面と下面をろ紙で被っておくとガスを注入する際に生じる試料の扮失をある程度防ぐことができる。

ポリリジン被覆したカバーグラス上に接着したものは，カバーグラスをそのまま試料カゴに入れて臨界点乾燥を行なう。

試料台への試料の接着

臨界点乾燥を施した試料はメンブランフィルター，カバーグラス，金属板に載せたまま，接着剤を使用して試料台（試料スタブ）に貼付する。接着剤はAgペースト，木工用ボンドなどが使用されるが，両面テープが最も便利であった。

最近SEMプレートと称する商品が市販されている（図8）。SEMプレート上に載せた試料は，コーティング後に専用のホルダーに装置して観察することができ，接着剤などで試料台に貼付する必要がない。

図8. 試料台とSEMプレートおよびそのホルダー.

Fig. 8 Support discs, SEM-plates and SEM-plate holder.

コーティング

最近，無蒸着観察法と呼ばれる方法が試みられている（渡辺ほか，1975）[5]が，一般には臨界点乾燥した試料は導電性を付加するため，金，白金，パラジウムまたはそれらの合金をコーティングする必要がある。コーティングの方法には真空蒸着法とイオンスパッタコーティング法とがあるが，後者の方が金属のまわり込み効果が優れているうえ，コーティング膜の粒状が微細であるといわれている（永谷，1976）[6]。取り扱い操作もイオンスパッタコーティング法の方が簡単であるので，赤潮プランクトン試料のコーティングもこの方法によればよいと思われる。

しかし，イオンスパッターコーティング法にも若干の問題が生じることもあり，試料によっては注意が必要である。つまり，試料によっては放電中に体表にシワを生じることがある。この障害はいわゆる熱ダメッジと思われるが，今まで観察した試料の中では特にヤコウチュウにこの障害が強く現われた。このような試料の場合は，何かの方法で体表を補強するか，導電染色法によって導電性を付加するなど，何らかの工夫をする必要があると思われる。また，真空→リークの過程でも試料の変形を生じることがある。体内に液胞を多く含んでいるヤコウチュウなどは，臨界点乾燥すると薄い細胞膜の中はほとんど空気に置きかわる。このような試料の場合，イオンスパッタコーティング中は細胞内も真空状態になっているので，試料を取り出す時急激にリークすると，外部から圧力が加わり変形を生じる。丁度，紙風船をおしつぶし

たような状態になる。このような場合，装置に付属しているニードルバルブを利用して，1時間以上かけてゆっくりリークするようにすれば，このような障害を防ぐことができる。

問題点と今後の課題

著者は，赤潮プランクトンの中でも特に無殻の鞭毛虫を観察することが多いが，そのSEM試料作製にあたっては，固定に最も注意をはらっている。固定はSEM試料作製過程における最初の処理段階であるが，固定が不完全であると，その後の処理をいくら慎重に行なっても良好な観察試料を得ることができない。固定さえうまくできればその後の段階で生じる障害は工夫しだいで解決できる，とさえ感じている。オスミック酸はすぐれた固定剤であるが，必ずしも全ての試料に対応できるわけではないので，今後さらに完全な固定技術を確立していく必要があると考えている。

他の生物体や組織の場合に比べて，赤潮プランクトンのSEM試料作製が難しい原因の1つには，試料が一般に微細なことがあげられる。沈澱法，ろ過法と検討してきたが，試料をカバーグラスなどの固体に確実に接着することができれば，試料作製が数段容易になると考えられる。ポリリジン被覆したカバーグラスに試料を接着する方法も試みたが，まだ十分満足できる結果は得られていない。血球などの処理には，ポリカチオン膜のほかに蛋白膜を被覆したガラス板などに試料を接着することも行なわれており（永谷，1980）[7]，今後検討してみる必要があると考えている。

最近，生物試料に導電性を付加するために，金属コーティングを施すかわりに導電染色法と呼ばれる処理が行なわれている（渡辺ほか，1975）[5]。これは化学的な方法によって生物試料にオスミウムなどの重金属を反応させて，導電性を付加する方法である。赤潮プランクトンの中には，ヤコウチュウなどのようにイオンスパッタコーティング過程で障害を受けるものもあるので，このような試料の場合にはこの導電染色法を試みてみる必要があろう。

SEMは一般に試料の表面構造を観察するために使用されるが，医学の分野では凍結破断法，樹脂割断法，イオンエッチング法などの処理技術が開発され，細胞内構造をSEMで観察する試みが行なわれている（田中，1980）[8]。SEMは分解能の点ではTEMに及ばないが，これらの方法によれば細胞内構造を立体的に観察することができるので，赤潮プランクトンにも応用すれば面白い観察結果が得られるものと考えられる。

文　　献

1）小野知足（1979）：ホルネリアの固定と標本の作り方．香川水試事報，昭和52年度，pp. 68－71.

2）高山晴義（1980）：走査電子顕微鏡による *Chattonella* sp.（*Hornellia* sp.）の観察．日本プランクトン学会報，**27**（1），pp. 37－40.

3）Tsutsui K., H. Kumon, H. Ichikawa and J. Tawara (1976) : Preparative Method for Suspended Biological Materials for SEM by Using Polycationic Substance Layer. *J. Electron*

Microsc., **25** (3), pp. 163-168.

4) KIRSCHNER R. H. (1978) : in "Principles and Techniques of Scanning Electron Microscopy" (ed. by M. A. Hayat), vol. 6, Van Nostrand Reinhold, New York. pp. 278-296.

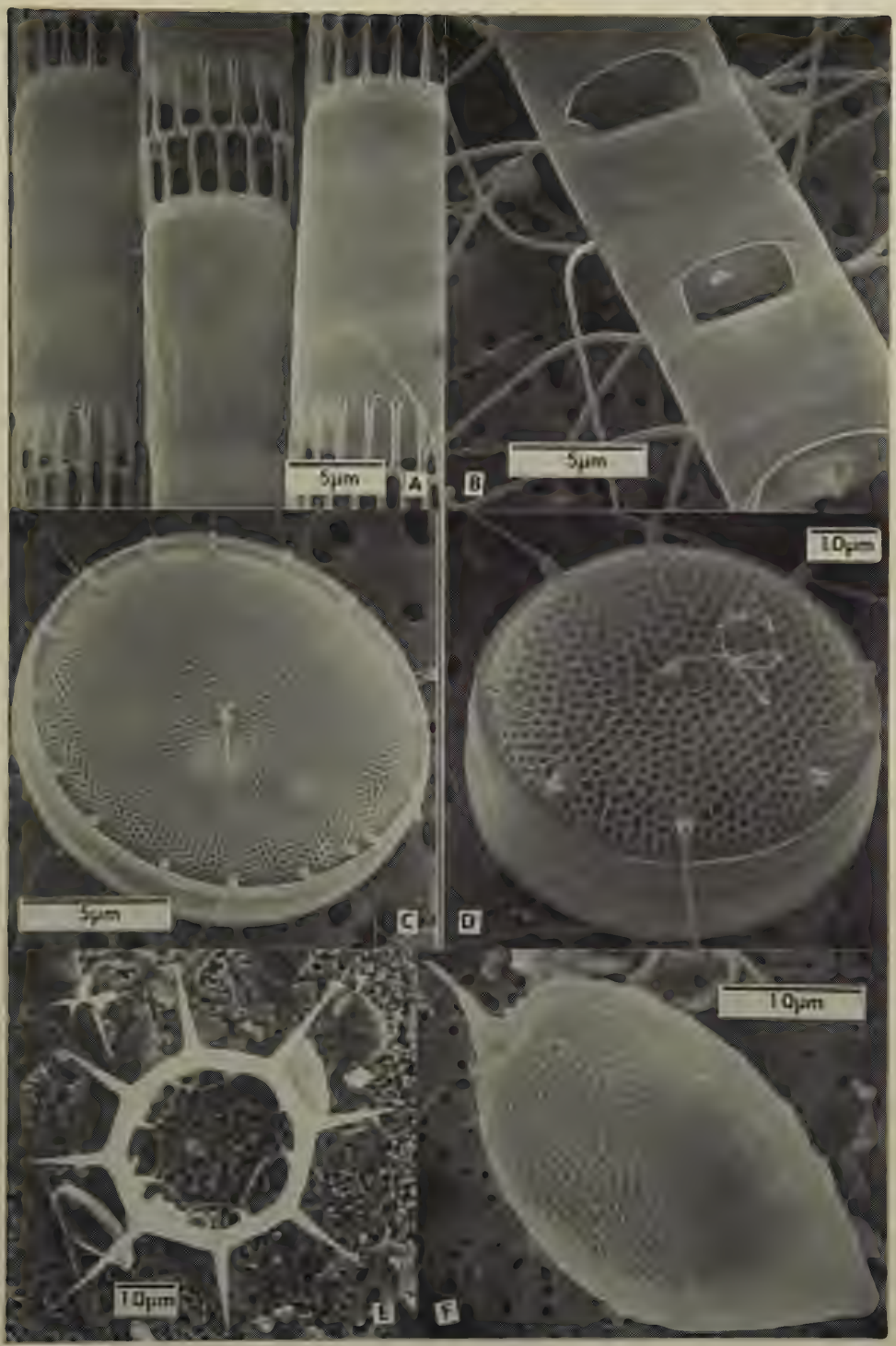
5) 渡辺忠雄・永谷隆・村上宅郎 (1975)：SEMにおける新しい無蒸着観察技術．細胞，**7**(1)，118－125.

6) 永谷隆 (1976)：走査電子顕微鏡 (日本電子顕微鏡学界関東支部編)，共立出版，東京，pp. 83－91.

7) 永谷隆 (1980)：図説走査電子顕微鏡 (田中敬一，永谷隆編)，朝倉書店，東京，pp. 119－129.

8) 田中敬一 (1980)：図説走査電子顕微鏡 (田中敬一，永谷隆編)，朝倉書店，東京，pp. 60－83.

PLATE I



A : *Skeletonema costatum*　B : *Chaetoceros* sp.　C : *Thalassiosira* sp.
D : *Thalassiosira* sp.　E : *Distephanus speculum*　F : *Prorocentrum micans*

PLATE II

A *Noctiluca scintillans*　B *Gymnodinium nelsoni*　C *Eutreptiella* sp.
D *Heterosigma inlandica*　E and F *Chattonella* sp.

広島県沿岸海域におけるプランクトン優占種の季節的消長について

平　田　貞　郎

Seasonal Prosperity and Decay of the Dominant Plankton Species in the Coastal Waters of Hiroshima Prefecture.

Sadao HIRATA

昭和53年から200カイリ漁業資源調査の一環としてカタクチイワシの卵，稚仔を対象に広島県の沿岸域，約110 kmにわたり21の定点で丸特ネットによる採集調査を行っている。魚卵，稚仔とともに採集されたプランクトンについて併行して調査を行ったところ，優占種の出現が季節的に特徴のある地理的分布を示す傾向が認められたのでその概要について報告する。

調　査　方　法

調査海域と定点を図1に示した。定点は広島湾海域から安芸灘，斉灘，八木灘と備後灘北部沿岸域に分

図1. 調査海域と定点

Fig. 1 Location of stations

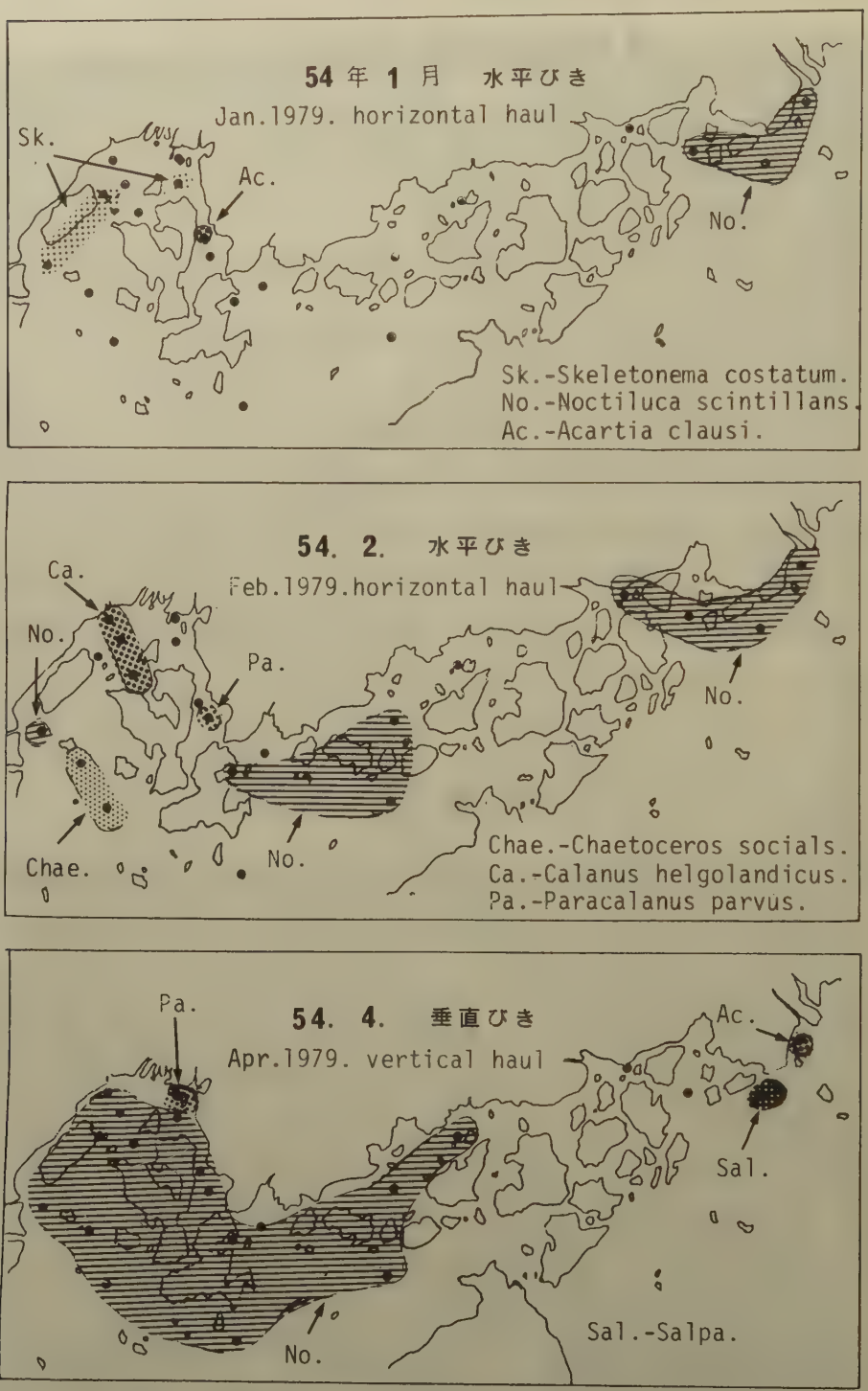
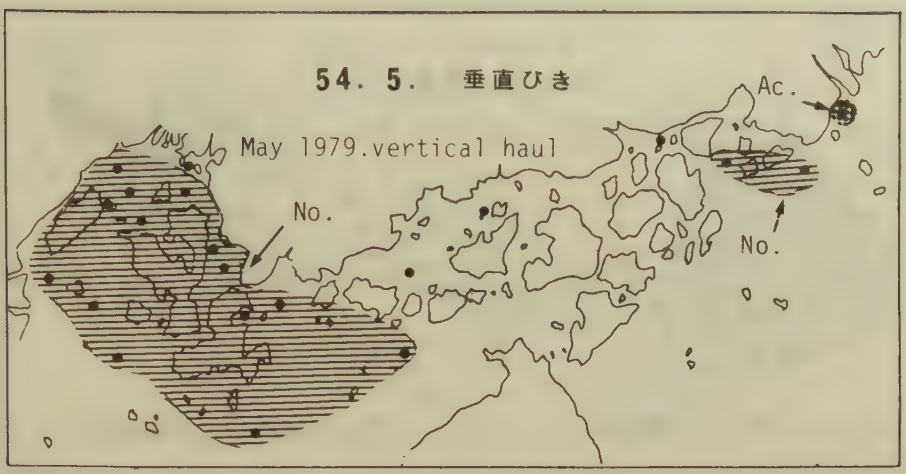


図2－1. 各月のプランクトン優占種の出現状況（54年1月～4月）

Fig. 2-1 Monthly distribution of the dominant plankton species (from Jan. to Apr. 1979.)



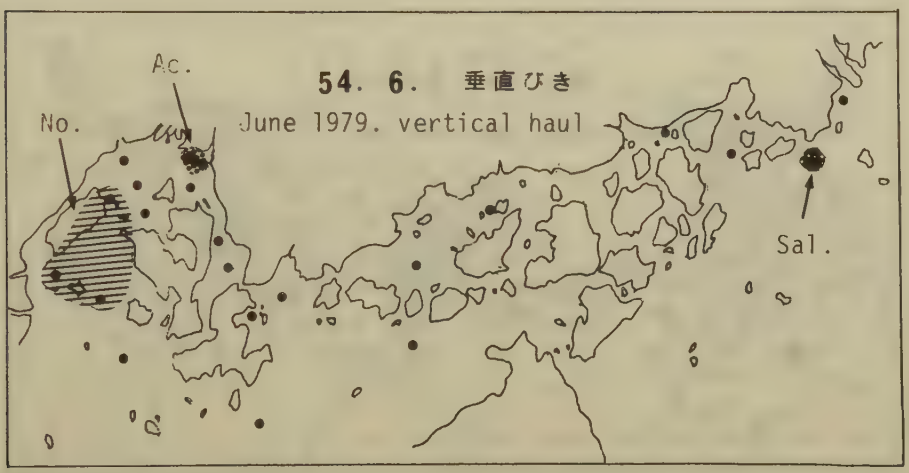


図2－2. 同（54年5月～7月）

Fig. 2-2　(from May to July 1979.)

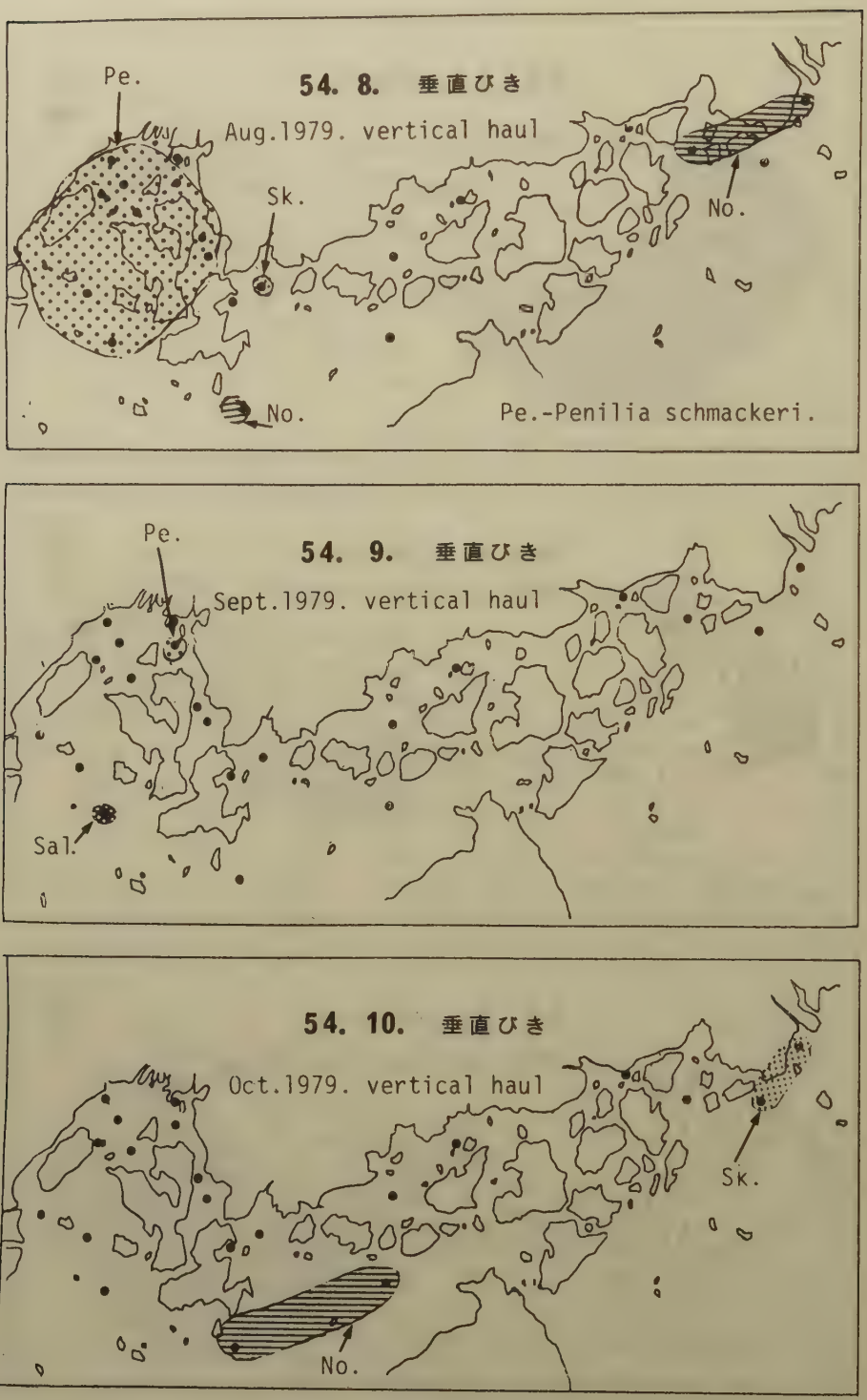
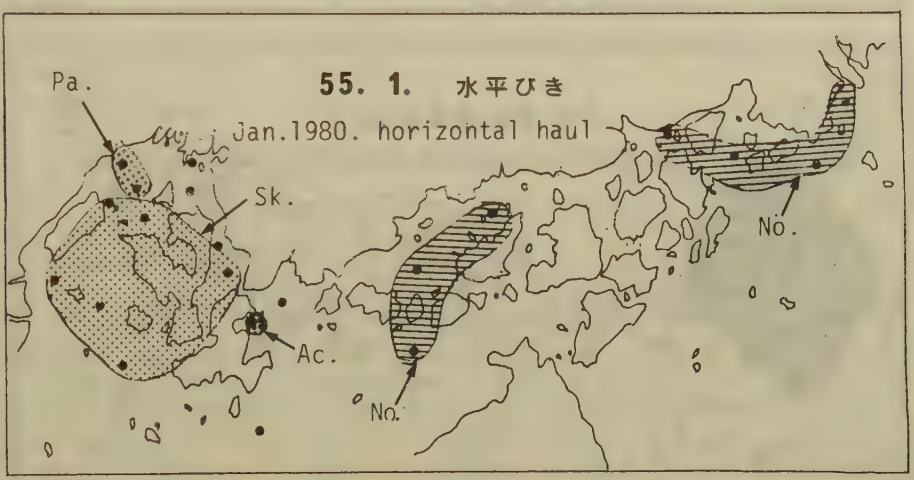


図2－3. 同（54年8月～10月）

Fig. 2-3 (from Aug. to Oct. 1979.)



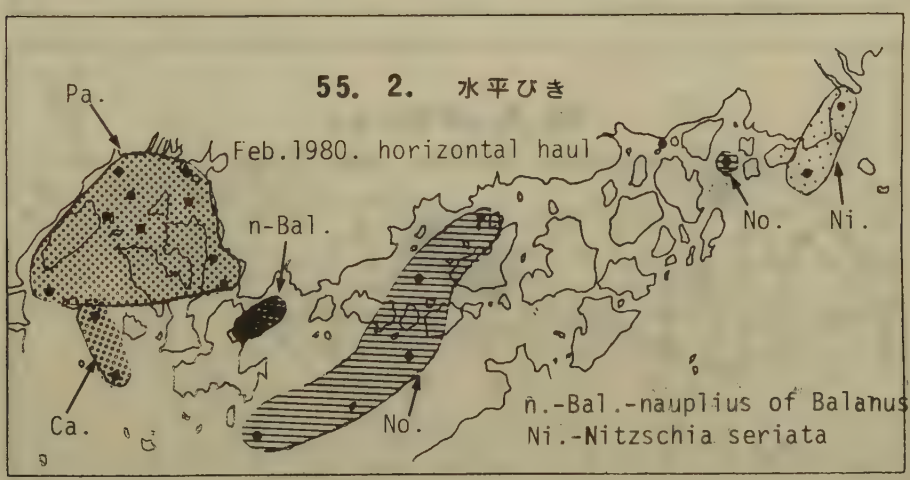


図2－4. 同（54年11月～55年2月）

Fig. 2-4 (from Nov. 1979 to Feb. 1980.)

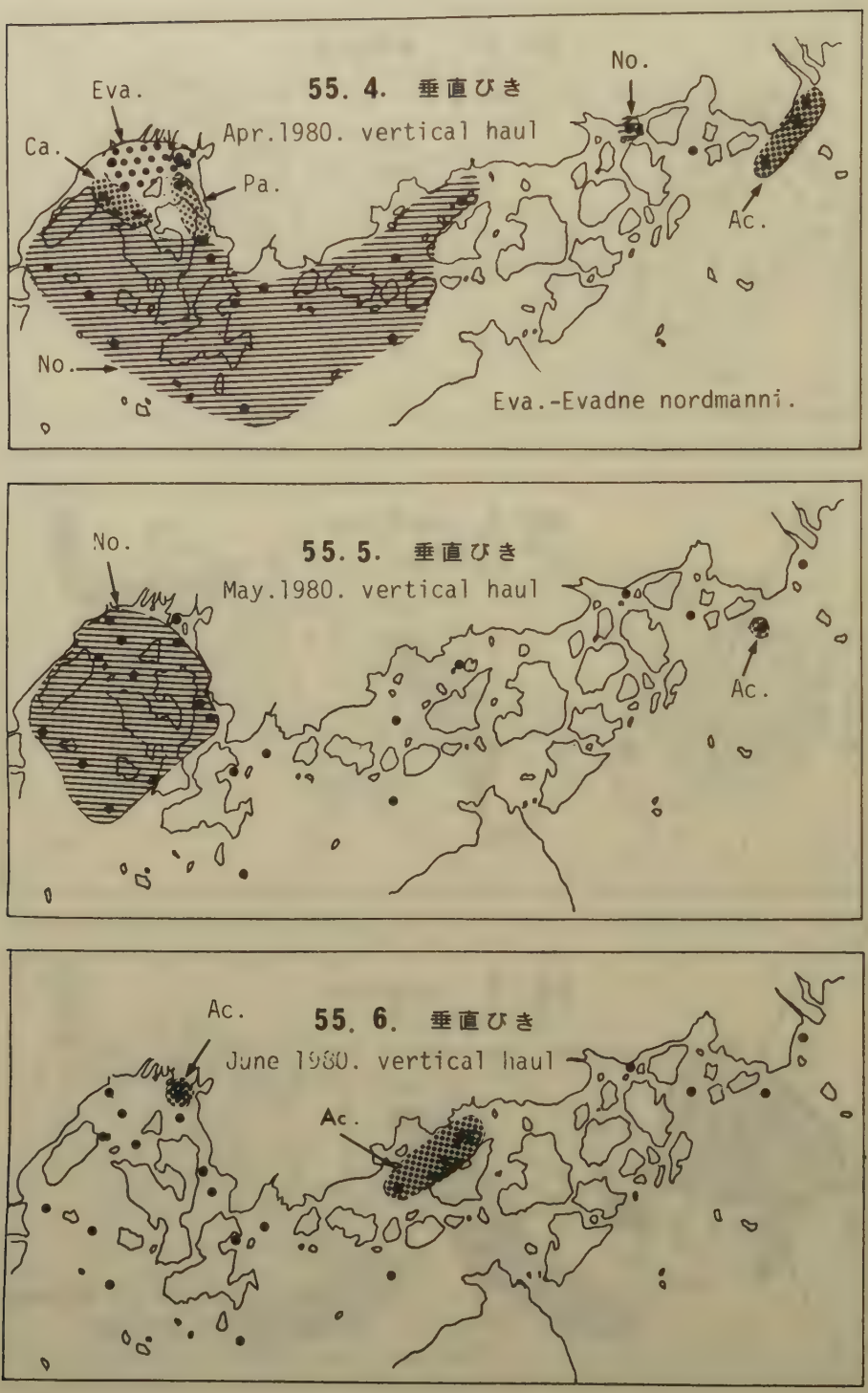


図2－5. 同（55年4月～6月）

Fig. 2-5 (from Apr. to June 1980.)

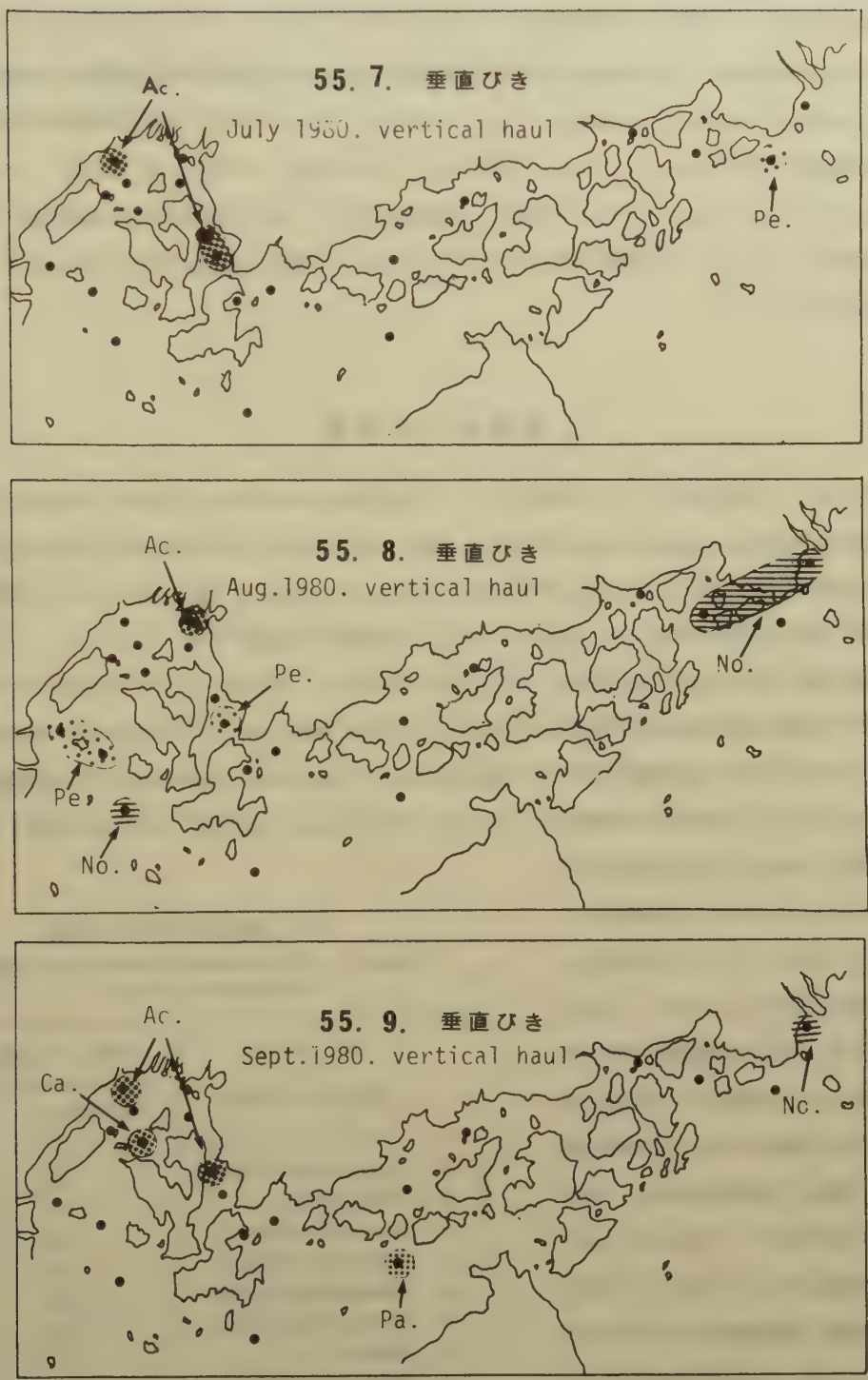


図2－6. 同（55年7月～9月）

Fig. 2-6 (from July to Sept. 1980.)

布する。調査期間は昭和54年1月から55年9月までで，12月と3月を除く毎月1回採集を行い合計18回の資料が得られた。

プランクトンは丸特ネット（網地G.G. 54番）を使用して海底から表面までの垂直曳きで採集し，水深が30 m以深の定点では30 mから曳網した。ただし冬期1月，2月はイカナゴ稚仔を採集する目的で2ノット3分間表層水平曳きを行った。このため図－2には上部に垂直，水平曳きの区別を記入した。

採集したプランクトンはホルマリンで固定し，沈澱量を測定した後万能投影機と実体顕微鏡で観察して優占種を調べた。なおここでは採集されたプランクトンのうち沈澱量の容積が全体の50%以上を占めるものを優占種とした。

結果および考察

本調査で出現した優占種はつぎの11種類である。 *Noctiluca scintillans, Calanus helgolandicus, Paracalanus parvus, Acartia clausi, Penilia schmackeri, Evadne nordomanni, Salpa* sp., *Skeletonema costatum, Chaetocers socialis, Nitzschia seriata,* Nauplius of *Balanus*。しかし，使用したネットは魚卵，稚仔の採集を目的とした目合いであることに留意する必要がある。

これら優占種の各月の分布状況を図2－1から図2－6に示す。図2にみられるとおり54年と55年との2か年の各月の優占種の出現状況を対比してみるとその分布と消長にかなりよく似た状態がみられる。

冬期1，2月に広島湾と備後灘北部沿岸に *Skeletonema, Chaetoceros, Nitzschia* などの珪藻類が出現する。2～4月には広島湾北部に橈脚類の *Calanus, Paracalanus,* 枝角類の *Evadne* が出現する。また，8月広島湾に *Penilia* が多数出現する。

Acartia は1月から9月までの調査ごとにほとんどの場合，1定点だけ散発的に出現し広範に分布することはない。*Noctiluca* は1月，2月に備後灘沿岸部と県中部の斉灘から八木灘にかけて出現する。4月，5月は広島湾全体から安芸灘北部，斉灘，八木灘まで広範囲に出現し，年間で最も広い分布を示す。その後一時 *Noctiluca* の出現は少なくなるが，8～10月に再び安芸灘と備後灘沿岸部に出現する傾向がみられる。*salpa* 類は54年4，6，7月に備後灘沿岸部と9月に広島湾にそれぞれ1定点だけ出現した。

表1　優占種の出現した定点数

Table. 1　Total number of the stations appearing the dominant species.

優占種 Dominant species	出現した定点数 Total number of the stations.
1. *Noctiluca scintillans*	86
2. *Acartia clausi*	17
3. *Penilia schmackeri*	15
4. *Paracalanus parvus*	14
5. *Skeletonema costatum*	12
6. *Calanus helgolandicus*	6
7. *Salpa* sp.	4
8. *Evadne nordmanni*	3
9. *Chaetoceros socialis*	2
10. *Nitzschia seriata*	2
11. Nauplius of *Balanus*	2

調査期間中に各種プランクトンが優占

種として出現した定点数を表1に示した。2年間に調査した定点数は延べ378定点で，このうち優占種が出現したのは163定点であった。これらのうち *Noctiluca* の出現頻度が最も高く，これに次いで橈脚類，枝角類が高い。珪藻類は出現頻度は低かったが魚卵，稚仔採集用目合いのネットであるにもかかわらず単位濾水量当りの採集沈澱量は多かった。

クロダイ養殖における市販配合飼料の有効性と適正給餌量

増村和彦・柳谷弘道※

Effect and Optimum Quantity for fed of Compound Feed for Cultured Black sea bream, *Acanthopagrus schlegeli*.

Kazuhiko MASUMURA. Kohdo YANAGITANI※

広島県においては，近年クロダイ養殖が急激な発展をとげ，現在100万尾余りが養殖されている[1)]。養殖開始当初は，丈夫で飼い易いといわれていたクロダイも，養殖尾数の増加にともない種々の疾病が発生するようになった。特に昭和52年の年末から翌年の春にかけて被害が多く見られたため，養殖状況に関するアンケート調査を実施した。その結果，0年魚の低水温期における被害が大半を占め，餌料の質，あるいは給餌量の過多が第1次原因となっている場合が多いのではないかと推察される事例がかなりみられた[2)]。そのため，餌料の種類および給餌量についての検討をおこない，若干の知見を得たので報告する。

実験1. 0年魚養殖に関する試験

材料および方法

1. 供試魚

昭和53年度に広島県水産試験場において種苗生産された，クロダイ0年魚（平均体重13.4 g）を供試魚とした。試験開始までは，冷凍イカナゴ，冷凍アミ，粉末配合飼料および複合ビタミン剤をチョッパーにかけて作成されたモイストペレットで飼育されていた。供試尾数は386～448尾であった。

2. 試験期間

昭和53年9月13日から翌年6月3日までとした。試験期間中，毎日の水温，給餌量および観察結果を記録した。

3. 飼育方法および試験区

3 m × 3 m × 3 mの海面生簀に供試魚を収容し，試験開始時から11月20日までは1日2回，それ以後は

※ 現在 広島県呉農林事務所水産課

1日1回の給餌をおこなった。ただし，全期間を通じて，土曜日は1回，日祭日は無給餌とした。表1に示した4つの試験区を設定して試験をおこなった。1区は毎回，飽食するまで給餌し，その給餌量から，2区，3区の給餌量を決定して，1区の給餌終了後に与えた。

表1　試験区の設定

Table 1.　Arrangement of the experiment.

試験区 No. of experimental group	投与飼料 Kind of food	投与量 Amount of food consumed	備考 Remarks
1	ペレット※ Pellet	飽食量 Satiation amount	
2	ペレット Pellet	1区の75%量 75% of the amount consumed by the group No. 1	
3	ペレット Pellet	1区の50%量 50% of the amount consumed by the group No. 1	
4	イカナゴ Launce	ほぼ飽食量 About the satiation amount	11月22日以降は他の区と同じペレットとした。

※ クロダイ用配合飼料（日本農産工業製 チヌ用）
Artificial arranged food be on the market for Black sea bream.

結　　果

1. 成長および歩留り

試験期間中の成長および歩留りは表2に示すとおりであった。45.9%と極めて低い歩留りとなった4区を除いて，他の試験区の歩留りは良好であったが，2区，3区の93.9%，94.0%に対し，1区は88.3%と若干低い値となった。土曜日および日祭日も毎日飽食量を与えた場合には，1区の歩留りは，まだ低い値を示したものと推察された。成長は，1区が最も良く、平均体重42.8 gに達したのに対し，2区，3区では

表2　試験期間中の成長および歩留り

Table 2.　Growth and survival rate during the experimental period.

試験区 No. of experimental group	開始時 Inicial stage		終了時 Final stage		
	収容尾数 No. of fish examined	平均体重 Mean body weight	生残尾数 No. of fish alive	歩留 Survival rate	平均体重 Mean body weight
1区	436	13.4g	385	88.3%	42.8 g
2区	408		383	93.9	39.8
3区	448		421	94.0	33.7
4区	386		177	45.9	——

それぞれ39.8 g，33.7 gであった。

2. 給餌量および増肉係数

試験期間中の月別給餌量，旬別平均水温および増肉係数を表3に示した。増肉係数は1区の2.48に対し，2区で1.90，3区で1.66と給餌量の少ないものほど飼料効率は良くなっている。

表3　月別平均水温と給餌量および増肉係数

Table 3. Amount of food consumed, mean water temperature during the each month and conversion factor.

月 Month ＼ 試験区 Exp. No.	1　区	2　区	3　区	平均水温 Mean water temp.
9 (19日以降) Sept.	3,748g	2,797g	1,930g	25.2℃
10 Oct.	10,155	7,545	5,225	22.4
11 Nov.	6,450	4,862	3,330	18.8
12 Dec.	1,685	1,263	842	15.0
1 Jan.	270	203	135	12.2
2 Feb.	0	0	0	10.5
3 Mar.	216	159	113	10.8
4 Apr.	928	702	481	12.7
5 May	3,673	2,643	1,837	16.0
計 Total	27,145	20,174	13,893	
増肉係数 Conversion factor	2.48	1.90	1.66	

3. 摂餌状況および斃死状況

1区では摂餌行動，摂餌量にむらがみられ，越冬明けの4月中旬から5月下旬にかけて若干の斃死がみられた。2区と3区では終始非常に活発な摂餌行動を示し，斃死はほとんど見られなかった。4区は，試験開始当初は非常に活発に摂餌したが，2週間を経て極めて不活発になり，20日目から斃死がみられた。その後ほとんど毎日数尾ずつの斃死が続き，特に10月上旬から12月下旬にかけて多くの死亡魚が観察された。そのため，11月22日から餌料を他の試験区と同じペレットに切替えた。しかしながら，翌年5月まで斃死は止まらなかった。4月の時点で斃死した個体を調査したところ，背こけや腹腔内脂肪の黄斑など，酸化脂肪中毒と思われる症状がみられた。これは，9月13日から11月21日まで投餌したイカナゴの影響によるもので，餌料をイカナゴからペレットに替えても回復していなかったことを示している。5月下旬から6月になって，やっと斃死が止まった。

実験 2.　1年魚養殖に関する試験

さきに述べた0年魚養殖試験において，市販の配合飼料を飽食量の50%あるいは75%与えたものが，非常に高い歩留りを示した。しかしながら，飽食量を給餌したものに比べて成長が若干劣った。この結果から，2年目の年末までに出荷サイズ（1尾約150 g程度）に達するかどうかが，経営的観点から大きな問題になると思われた。そのため，0年魚養殖試験の時に高歩留りを示した，2区（飽食量の75%給餌区）と3区（同じく50%給餌区）の魚を用いて継続飼育し，その成長を調べた。

材料および方法

1. 供試魚および試験期間

0年魚養殖試験で用いた，2区と3区の魚をそれぞれ200尾ずつ3 m×3 m×3 mの海面生簀に収容して，昭和54年6月4日から12月25日まで飼育した。

2. 飼育方法

両区とも，市販のクロダイ用ペレットを11月中旬までは1日2回，それ以後は1日1回，ほぼ飽食するまで与えた。これは，その年内に市販可能サイズの約150 gにするために成長を優先させたためである。

結　　果

期間中の歩留りは，両区とも100%であった。水温は25.5～13.5℃であり，月別平均水温と給餌量，増肉係数について表4に，また成長については表5に示した。両試験区とも，試験終了時には平均体重150 gに達した。しかしながら，魚体重の範囲は3区の場合で，92～269 gであり，かなり成長差があり，市販可能サイズ以下のものも多かった。試験終了時に両区からそれぞれ10尾を解剖に供したが，いずれの魚体にも異常は認められず，健康と思われた。

表4　月別平均水温と給餌量および増肉係数

Table 4. Amount of food consumed, mean water temperature during the each month and conversion factor.

月 Month	試験区 Exp. No. 2区	3区	平均水温 Mean water temp.
6 Jun.	2,490g	2,651g	20.1℃
7 Jul.	5,292	5,670	23.0
8 Aug.	8,010	8,425	25.4
9 Sept.	9,910	9,920	25.0
10 Oct.	11,900	11,900	22.8
11 Nov.	7,350	7,350	19.3
12 Dec.	3,600	3,600	14.6
計 Total	48,552	49,516	
増肉係数 Convertion factor	2.20	2.12	

表 5　試験期間中の成長

Table 5.　Growth of Black sea bream during the experimental period.

(Body weight g)

月日 Date / 試験区 No. of exp. growp	6 月 4 日 4, Jun.	9 月 21 日 21, Sept.	12 月 25 日 25, Dec.
	平均体重（最小～最大） Mean (Max.－Min.)	平均体重（最小～最大） Mean (Max.－Min.)	平均体重（最小～最大） Mean (Max.－Min.)
2　区	39.8g(17.2～76.5g)	117.6g(71.0～171.3g)	150.3g(95～233g)
3　区	33.7g(9.2～46.9g)	107.0g(56.6～143.0g)	150.4g(92～269g)

考　　察

クロダイに対しては，冷凍イカナゴなど冷凍生餌の単独使用には危険性があり，0年魚養殖試験の4区に見られたように，斃死がかなり発生している段階で他の餌料に切り替えてもすぐには回復しなかった。背こけ，腹腔内脂肪の黄斑など斃死魚の症状から，この原因は酸化脂肪による中毒と考えられる。従来から，マダイとクロダイに対して同じ餌を与えた場合，マダイには異常がみられないのに，クロダイだけが餌料性疾病で死んだ例が多くあった。この場合の餌は，冷凍生餌（イワシ，サバ，イカナゴなど）の単用，もしくは配合飼料との併用の場合がほとんどであった。鮮魚，あるいは冷凍魚であっても，冷凍されてから短期間のうちに使用するなら問題は無いと思われるが，クロダイは，酸化脂肪や脂肪分の多い餌には非常に弱い魚種と思われる。そのため，冷凍生餌を使用する場合には大きな注意を払う必要があると考えられる。一方，市販のペレットだけでも充分養殖が可能で，健康なクロダイが生産されることが分った。ペレットを給餌する場合は，過食させないこと，特に越冬明け（4～5月頃）には注意が必要と思われた[3)]。今回の試験は，0年魚の場合で，3 m 立方の生簀に400尾程度，1年魚の場合で200尾収容したが，この収容密度は，実際の現場での密度に比べてかなり低い。この収容密度と成長の関係については今後検討してゆくつもりである。クロダイ養殖においては，最初の1年目は，成長より歩留りの向上を重点に飼育し，2年目に入ってから，ある程度飽食に近い量を与えることによって成長を促す方法が妥当と考えられる。

要　　約

1. クロダイに対する市販配合飼料の有効性と適正給餌量を検討するために養殖試験を実施した。あわせて冷凍イカナゴについても検討をおこなった。

2. イカナゴを投与した区は翌年6月までに45.9％と非常に近い歩留りを示したが，市販の配合飼料を飽食量の75％および50％与えた試験区の歩留りは，それぞれ93.9％，94.0％と高い値を示した。成長は飽食量投与区に比べて若干劣った。

3. 75％投与区と50％投与区の魚を200尾ずつ，ほぼ飽食に近い量の配合飼料を与えて継続飼育したとこ

ろ，12月下旬までに，平均体重150 gに達し，歩留りは100％であった。

4. 0年魚の時は配合飼料を控えめに与えて歩留りの向上を計り，1年魚になって成長を促すような飼育方法が適当であると判断した。

文　　献

1) 広島県水産課　1980：昭和55年度かん水養殖状況.

2) 広島県水産試験場　1979：昭和53年度広島県水産試験場事業報告，52－53.

3) 増村和彦　1978：クロダイの病気，養殖　15(12)，45－47.

養殖マダイの低水温期に発生する細菌感染症に関する1考察

増　村　和　彦

Study on the Bacterial Disease Outbreaking under the Condition of Low Water Temperature on Cultured Red Sea Bream, *Pagrus major* (TEMMINCK & SCHLEGEL).

Kazuhiko MASUMURA

低水温期に，養殖マダイ0年魚に発生する，体表の潰瘍形成を主徴とする細菌感染症については，低水温期のビブリオ病と呼ばれ，病魚からビブリオ属細菌が分離され，その病原性もある程度確認されている。しかしながら，安永ら[1]も指摘しているように，それらの分離菌の間には，生化学的性状や病原性にかなりの差異が認められ，必ずしも定型的性状を示していない。今回，この疾病について調査検討した結果，自然発症例では，ビブリオ属細菌による感染以前に，滑走細菌による感染が先行している場合が多いのではないかと思われる知見が得られたので報告する。

材料および方法

1. 病魚の症状別細菌の分離

1976年11月から翌年1月までの間，マダイの低水温性ビブリオ病の発生がみられた広島県西部の養魚場，ならびに当水試で養成試験中のマダイ0年魚を材料とした。これら，マダイ0年魚の中から22個体の供試魚を外観症状別に，便宜上つぎの3段階に分けて細菌分離を試みた。

①初期……鰭のみに異常がみられるもの。特に背鰭の棘間膜が剥離融解して棘の先端が露出しているもの。運搬時や網替え時の不手際など，魚の取り扱いのまずさから起る外傷，いわゆる“スレ”に基づく急激な発症の場合を除いて，通常の場合の自然発症魚は，ほとんど例外なくこの症状を呈する。生簀内で遊泳中のものを見ると，水面上からは背鰭に白色の綿状物が付着しているように見える。長崎水試[2]も指摘しているように，これが初期症状であると判断した。

②中期……各鰭のスレ様びらんや，体表のびらん，立鱗，あるいは軽い脱鱗が認められるもの。

③末期……体表の広範囲にわたる脱鱗，出血や筋肉層の露出などがみられ，潰瘍症状を呈するもの。重篤のものでは，腹水の貯溜，眼球突出，肛門の拡張，発赤などもみられるが，すべてが瀕死ということで

はなく，症状がある程度進行しているものをここに含めた。したがって，継続して飼育した場合，水温の上昇にともなって自然治癒するであろうと思われる程度の症状のものも含まれる。

以上3段階に分けられた症状別に，それぞれの個体の腎臓から，2％食塩加普通寒天平板培地で細菌の分離を試みると同時に，体表患部からは，海水で調製したサイトファガ平板培地で滑走細菌の分離を試みた。腎臓，体表とも，直接白金耳で触れて，平板に塗沫し，25℃で48時間ないし72時間培養した後に発育したコロニーを調べた。

2. 人為感染実験とクロダイに対する病原性の検討

1977年1月に分離された滑走細菌の中から任意に選んだ1株（RB－29株）と1978年1月に分離された滑走細菌（RB 78－1株）の2株を用いて，1978年1月に人為感染実験をおこなった。これら2株は，いずれもマダイの背鰭棘間膜の剥離融解した部分から分離されたものである。健康と思われるマダイ0年魚の背鰭に，25℃で48時間培養した菌を白金耳を用いて直接塗布した。人為感染に際して，供試した2株とも，魚体通加等，病原力を高めるための操作はしなかった。供試魚は500ℓ容パンライト水槽に収容して，発症率，斃死率を調べるとともに，斃死魚はビブリオ属細菌の感染の有無を検討するため，その腎臓から3％食塩加ブレインハートインヒュージョン平板培地を用いて細菌分離を試みた。対照区として，滑走細菌の代りに，海水を白金耳で背鰭に塗布した区を設けた。飼育は，砂沪過海水を常時注入する流水式とし，換水率は1日約6回転とした。飼育期間中は，水質の悪化を防ぐため，無給餌とした。

クロダイについては，低水温期のビブリオ病が発生することは少ないが[3]，滑走細菌のクロダイに対する病原性を検討するため，マダイと同様に人為感染実験をおこなった。攻撃方法は，マダイの場合背鰭へ菌を塗布したのに対し，クロダイの場合は，体表に白金耳を用いて直接菌を塗布した区と，体表の粘液を沪紙で軽く拭きとったうえで塗布した区を設けた。

結　　果

1. 病魚の症状別細菌の分離状況

自然発症魚22個体の症状別細菌分離状況を表1に示した。腎臓から2％食塩加普通寒天培地でビブリオ属細菌の分離を試みた結果，初期症状を示す個体6尾のうちからは全く分離されなかった。中期のもので5尾中1尾，末期のもので11尾中5尾であった。体表患部から海水で調製したサイトファガ培地を用いて分離を試みた結果，多数の様々な細菌に混じって滑走細菌が分離された。滑走細菌が単独コロニーとして分離できた個体の割合は，表1に示したように，初期症状のもので6尾中3尾，中期のもので5尾中4尾，末期のもので8尾中3尾であった。中期および末期のものは，患部の中心部，すなわち体表のびらんや潰瘍の中心部からは非常に多くの雑菌が分離され，滑走細菌はむしろ比較的症状の軽い患部の周辺部や鰭の部分から分離された。自然発症魚の体表患部を鏡検したが，マダイ，クロダイの稚魚の場合[4]のような濃密な滑走細菌の菌集落は認められなかった。

2. 人為感染実験

滑走細菌による攻撃をおこなった後17日間飼育して，発症率，斃死率を調べた結果を表2に示した。この期間中の水温は10.4～13.0℃であった。マダイの場合の発症経過は，攻撃後24時間で一部の個体に発症が認められ，48時間後には全個体が発症した。この時の症状は，背鰭棘間膜の融解，棘の露出など，自然発症例の初期症状と同一の症状を示した。その後，患部は背部体表に拡大してゆき，7日目から斃死個体の発生がみられた。第1

表1　自然発症魚の症状別細菌分離状況

Table 1. Results of bacteria isolation from naturally infected fishes.

症状 Stage of the disease ／ 細菌が分離された個体数 Number of fish from which each bacterium was isolated ／ 検査個体数 Number of tested fishes	分離細菌 Isolated organisms	
	ビブリオ属細菌※1 *Vibrio* sp.	滑走細菌※2 Gliding bacterium
初期 incipient stage	0/6	3/6
中期 middle stage	1/5	4/5
末期 serious stage	5/11	3/8

※1　腎臓から2％食塩加普通寒天培地で分離した。
Isolated from kidney with nutrient agar containing 2% NaCl.

※2　体表患部から海水で調製したサイトファガ培地で分離した。
Isolated from skin or dorsal fin with Cytophaga medium containing sea water.

表2　人為感染実験結果

Table 2. Results of artificial infection against Red- and Black Sea Bream attacked with the Gliding bacterium. water temp. 10.4-13.0℃

魚種 Fish	菌株 Strain	攻撃方法 Method of attack	供試尾数 Number of fish examined	発症率 morbidity rate	斃死率 percent mortality
マダイ Red sea bream	RB 78-1	背びれに塗布 Smeared on dorsal fin	10	100％	50％
〃	RB-29	〃	10	100	40
クロダイ Black sea bream	RB 78-1	体表に塗布 Smeared on the surface of trunk	7	14	0
〃	RB-29	〃	7	43	0
〃	RB 78-1	粘液をとって体表に塗布 Smeared on the surface of trunk after wipe the mucus	7	100	100
〃	RB-29	〃	7	100	100
マダイ Red sea bream	Control	海水を背びれに塗布 Smeared sea water on the dorsal fin	5	0	0
クロダイ Black sea bream	〃	粘液をとって海水を体表に塗布 Smeared sea water on the surface of trunk after wipe the mucus	5	0	0

区，第2区とも発症率100％，斃死率はそれぞれ，50％，40％と，ほぼ同じような結果が得られた。クロダイの場合は，体表粘液を拭きとって攻撃した場合と，拭かずに攻撃した場合では結果に大きな差がみられた。すなわち，粘液を拭きとって攻撃した試験区では，発症率，斃死率とも100％であったのに対して，拭かずに攻撃した試験区では，発症個体の割合が，7尾中1尾と，7尾中3尾であり，斃死率は0％であった。クロダイの体表粘液を拭きとって攻撃した試験区では発症経過が早く，攻撃後5日目から11日目にかけて全個体が斃死した。対照区ではマダイ，クロダイとも発症率，斃死率は0％であった。斃死魚の腎臓から，3％食塩加ブレインハートインヒュージョン寒天培地を用いて細菌分離を試みた結果，ビブリオ属細菌が分離された個体の割合は，マダイで5尾中4尾，クロダイで11尾中9尾であった。斃死魚は，脱鱗，肛門の拡張，発赤，体表の出血，潰瘍など，ビブリオ病と酷似した症状を呈した。斃死魚の体表患部の鏡検をおこなった結果では，患部の中心部には種々雑多な細菌が多数見られたが，滑走細菌は見られず，患部周辺部の鱗の表面，あるいは鰭の棘や軟条の部分でよく観察された。魚体通過等，病原性を高めるような操作をしないままで感染実験に，RB－29株（1977年1月分離）とRB78－1株（1978年1月分離）の2株を用いたが，両者の間に発症率，斃死率とも顕著な差はみられなかった。

考　　察

1. 稚魚の滑走細菌症との比較

今回分離され，人為感染実験に用いられた滑走細菌2株のうち，RB－29株は既報[5]の菌株で，*Flexibacter marinus* として新種の提案がなされているものである。RB78－1株も，その一般的性状から同種の細菌であると思われた。この菌は，マダイ，クロダイの稚魚に発生する，いわゆる“口腐れ，尾腐れ”を主徴とする疾病の原因菌として知られている[4]。稚魚に発生する時期は，7月頃の高水温期（水温20℃～25℃）であるが，同一種の細菌が高水温時（稚魚期）と低水温時（水温15℃以下）に限って，マダイの疾病を起させることになる。高水温時，稚魚を用いた人為感染実験では，症状の進行が非常に早く，数日のうちに斃死してしまうことや，自然発症魚の患部である吻端や尾鰭には濃密な滑走細菌の集落がみられることなどが特徴的である。一方，低水温期の場合は，自然発症魚の患部には稚魚の場合のような濃密な菌集落は見られないこと，感染実験の場合，攻撃から斃死するまで早くても約1週間程度の時間がかかることなどの特徴がある。同一種の細菌による感染症でも，水温と魚体の大きさの差によって，その病徴が変ることは魚の側の抵抗力と菌の病原性の相互作用の面から非常に興味深い点であると思われる。

2. 自然発症と人為感染実験の場合の症状について

魚類の感染実験モデルについて，松里[6]は次のように述べている。

①人為感染実験によって証明すべき病原性の中には，自然感染魚の基本的病徴の再現がなされなければならないこと。

②そのためには，自然発症例の十分な観察，特に初期症状の把握が大切であること。

これらの指摘は基本的に極めて大切なことと思われる。今回の疾病において初期症状と思われる背鰭棘

間膜の融解と棘の露出は，ビブリオ属細菌単独の感染実験では再現が困難である。それが，滑走細菌を背鰭に塗布することによって同様の症状を高率に再現させることができた。また，ビブリオ属細菌の病原性を調べるには，通常，菌を筋肉内に注射する場合が多いと思われるが，この場合，注射部位を中心とした腫張，発赤，あるいは肛門の拡張，発赤などの症状の発現は見られるが，自然発症例のような，浅くて拡がった体表のびらんを形成させることは困難であると思われる。滑走細菌を塗布した場合には，体表患部は，びらんや浅い潰瘍が形成されながらしだいに拡がっていった。その患部の中心部には，滑走細菌は見られなくなり，周辺部の鱗あるいは鰭の硬組織の表面にのみ多く見い出された。その後，症状の進行にともなって，深い潰瘍や出血，肛門の拡張，発赤などビブリオ病に似た症状が現われて死に至った。このように，滑走細菌を用いて攻撃することによって，自然発症例と良く似た症状を再現させることができた。また，表1に示したように，自然発症魚の初期，中期症状の個体の腎臓からビブリオ属細菌が分離される割合は非常に少ない。末期の個体でも分離できたのは11尾中5尾のみであった。このことは，分離方法が，腎臓に白金耳を挿入して直接培地に塗沫する方法をとったため，菌量が少ない場合は分離されないケースが出てくると思われる点で問題はあるが，少なくとも魚体内でビブリオ属細菌が大量に増えるのは末期症状を呈する頃からと考えられる。楠田[7]は，体長64～81㎜のマダイを用いて，滑走細菌とビブリオ菌を用いた感染実験をおこない，体表における菌交代現象を認めている。そして，ビブリオ菌のみの菌浴では，表皮においてビブリオ様菌群の優勢は認められるが病状は発現しなかったこと。また，発症には滑走細菌の接種と，表皮におけるビブリオ様菌群の増殖の2者が大きく関与していると述べている。この楠田の実験は，魚体が比較的小さいことと比較的高水温でおこなわれていること，また，軀幹部体表に滑走細菌が接種されていること等，今回実施した感染実験とは条件に差はあるが，低水温期の細菌感染症もビブリオ属細菌の単独の感染症とするよりも，ビブリオ属細菌による感染は二次的なもので，一次的には滑走細菌による感染が先行している場合が多いものと推察される。

3. クロダイに対する人為感染実験結果について

表2に示したクロダイに対する人為感染実験の結果は，体表粘液が感染防禦に対して大きな役割を担っていることを示唆している。クロダイの場合，自然発症例は少ないが，体表粘液を拭きとって攻撃をすれば容易に感染が成立するという事実は，この滑走細菌がクロダイに対しても条件的病原性を持つということであり，魚の粘液層に異常をきたすような条件があった場合は自然発症する可能性がある。マダイについては，低水温期や飼育条件が悪い場合に，体表粘液が非常に少なくなって，皮膚のなめらかさが無くなり，ざらざらした感触になる現象が起ることがある[3]。このような状態が感染の成立を容易にさせるのではないかと思われる。

要　　約

1. 低水温期に発生するマダイの細菌感染症について検討した。
2. 自然発症魚を症状別に3段階に分けて細菌分離をおこなった結果，ビブリオ属細菌が腎臓から分離さ

れた割合は，初期，中期症状のものでは非常に低かった。一方，それぞれの症状を示す個体の体表患部から滑走細菌が分離された。

3. 滑走細菌を魚体に塗布することによって，自然発症魚と良く似た症状を再現させることができた。人為感染で斃死した魚体腎臓から，ビブリオ属細菌が高率に分離された。

4. 以上の結果から，マダイの低水温期の細菌感染症におけるビブリオ属細菌の感染は二次的なもので，一次的には滑走細菌による感染が先行している場合が多いと推察した。

5. クロダイを用いて，体表粘液を拭きとったものと，そうでないものとに滑走細菌を塗布した結果，発症率，斃死率に大きな差がみられた。このことから体表粘液が感染防禦に対して大きな役割を担っているものと考えられた。

文　　献

1) 安永統男・山元宣征　1977：1977年冬期養殖マダイのいわゆるビブリオ病から分離された菌株の性状．魚病研究，12 (3)，209－214．

2) 長崎県水産試験場増養殖研究所　1975：病害防除研究報告書－Ⅶ（マダイの疾病），4－7．

3) 増村和彦　1980：養殖場における疾病の経時的変遷．農林水産技術会議事務局，研究成果128，養殖魚における病害の予防に関する研究，161－168．

4) 増村和彦・若林久嗣　1977：人工生産マダイ・クロダイ稚魚の滑走細菌感染症．魚病研究，12 (3)，171－177．

5) HIKIDA M., WAKABAYASHI H., EGUSA S. and MASUMURA K. 1979: *Flexibacter* sp., a gliding Bacterium pathogenic to Some Marine Fishes in Japan. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 45 (4) 421-428.

6) 松里寿彦　1980：魚類の感染実験モデル．農林水産技術会議事務局，研究成果128，養殖魚における病害の予防に関する研究，178－186．

7) 楠田理一　1980：感染発症機構．同誌 161－168．

養殖マダイに対する塩酸オキシテトラサイクリンの体内移行残留と安全性に関する研究

増村和彦・竹野　登※・中川敦史※・
今野俊逸※・長野雄治※

Absorption, Excretion, Tissue Residue and Safety test of Oxytetracycline hydrochloride in Red Sea Bream.

Kazuhiko MASUMURA, Noboru TAKENO※, Atsushi NAKAGAWA※,
Shunitsu KONNO※ and Yuji NAGANO※

Abstract

Absorption, Excretion, Tissue Residue and Safety test of Oxytetracycline hydrochloride (OTC) were studied in Red sea bream, *Pagrus major* (TEMMINCK & SCHLEGEL).

1. Concentrations of OTC were measured in various tissue and serum in Red sea bream, given oral administration of OTC at 100 mg/kg B.W./day for 7 consecutive days. The highest concentration of OTC was detected in liver 1～3 hours after the final administration.
2. OTC was detected in serum, muscle, liver, kidney and bile 168 hours after the final administration, but not detected in sample taken 240 and 336 hours after.
3. Subacute toxicity of OTC against Red sea bream was examined in Hiroshima Fisheries Experimental Station in October and December in 1979.

No change was observed in both periods of water temperature 21.4-24.4℃ and 14.5-16.7℃. It was suggested that OTC is safe for Red sea bream at about 8 times dose of normal administration.

※　協和醗酵工業水産開発室

実験 1. 魚体内移行残留に関する試験

材料および方法

1. 飼育および投薬方法

広島県水産試験場地先の海面に設置された試験用生簀（$3^m \times 3^m \times 3^m$）に，あらかじめ体重を測定したマダイ1年魚を収容し，12日間予備飼育をおこなって充分に馴致させた後，投薬をおこなった。試験期間は昭和54年10月16日から11月6日までであり，この期間の水温は，21.0～24.6℃であった。供試薬は，塩酸オキシテトラサイクリン製剤（以下OTC製剤と呼ぶ。）で，協和醗酵工業製（以下KWF-203と呼ぶ。）と市販の製剤（台糖ファイザー製水産用テラマイシン散）の2種を用いた。これら2種の薬剤は，いずれも1g中OTC 100mg力価を含有する製剤である。各試験区のマダイの平均体重は，KWF-203区では178g，テラマイシン散区では169gであった。各区とも70尾ずつ収容し，これに魚体重1kgあたり100mg力価相当の薬剤を市販飼料のハマチ稚魚用マッシュに加え，よく混合した後，水道水を加えてチョッパーにかけた飼料

表1　試料液の作成方法

Table 1.　Preparation of sample solution for bioassay

	血清 Serum		筋肉 Muscle		肝臓 Liver		腎臓 Kidney		胆汁 Bile	
	STD	検体 Sample	STD	検体 Sample	STD	検体 Sample	STD	検体 Sample	STD	検体 Sample
検体量 Quantity of each sample	ml 1	ml 1	g 2	g 2	g 2	g 2	g 1	g 1	ml 0.5	ml 0.5
緩衝液 Buffer solution	1	2	ml 2	ml 4	ml 2	ml 4	ml 3	ml 4	9	9.5
薬剤を含む緩衝液 Buffer solution containing OTC	1	0	2	0	2	0	1	0	0.5	0
試料液 Sample solution for assay	3	3	6	6	6	6	5	5	10	10
最終希釈系列の濃度 Final concentration of the diluted standard solution (mcg/ml)	2.5 1.25 0.63 0.31 0.16 0.08 0.04 0		2.5 1.25 0.63 0.31 0.16 0.08 0.04 0		2.5 1.25 0.63 0.31 0.16 0.08 0.04 0		5.0 2.5 1.25 0.63 0.31 0.16 0.08 0		25.0 12.5 6.3 3.1 1.6 0.8 0.4 0	
操作 Treatment	混合 ↓ 試料液		ホモジナイズ ↓ 5000 rpm× 10′ ↓ 上清を試料液		ホモジナイズ ↓ 5000 rpm× 10′ ↓ 上清を試料液		ホモジナイズ ↓ 5000 rpm× 10′ ↓ 上清を試料液		混合 ↓ 試料液	
備考 Remarks					含有濃度の多いものは4～20倍量でおこなった。		含有濃度の多いものは10～20倍量でおこなった。		含有濃度の多いものは20倍量でおこなった。	

を与えた。薬剤添加飼料は1日1回，7日間投与し，毎日給餌前に当日分を作製して与えた。

2. 検体採取方法

分析用検体採取部位は，血液，筋肉，肝臓，腎臓および胆汁とした。最終投薬直前（SB），および投薬終了後1，3，6，24，48，72，96，168，240，336時間目に，各区5尾ずつ取揚げて，尾部切断により採血し血清を分離した。他の臓器は摘出して，血清，筋肉，肝臓は各個体ごとに，腎臓および胆汁は5個体分をプールして1検体として分析に供した。

3. 分析方法

平板円筒法により分析をおこなった。培地はM-10培地※（pH5.8±0.1）を使用した。

緩衝液は，動物用抗生物質製剤検定基準書記載の1号緩衝液を用いた。*Bacillus cereus var. mycoides* ATCC 11778 を検定菌とし，あらかじめ調整して5℃に保存した胞子液（10^5 cells/mℓ）を培地に1％添加し，その5mℓを平板に分注した。室温で1時間拡散後，30℃で18時間培養した。

各臓器の試料液および標準曲線用試料液は表1に示した方法で作製した。定量は検体の試料液および各臓器の標準曲線用試料液を同一条件で培養し，標準曲線から算出した。血液と筋肉の標準曲線を図1，図2に示した。

結果および考察

1. 定量限界

各臓器中のOTCの定量限界を表2に示した。

※「畜産物中の残留物質検査法」厚生省環境衛生局乳肉衛生課

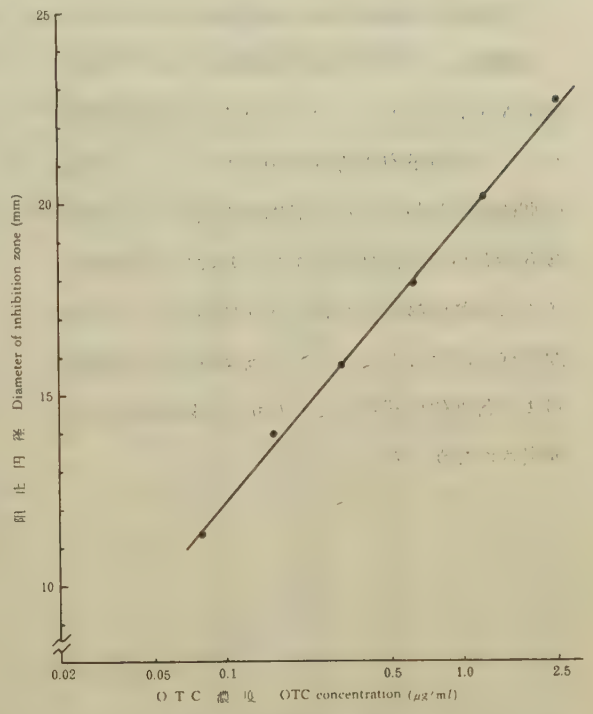


図1　標準曲線（血清）

Fig. 1.　Standard curve (Serum)

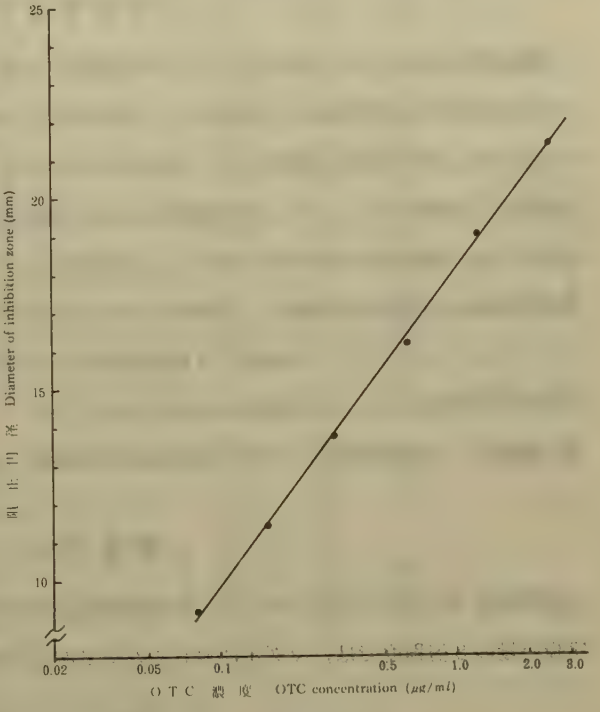


図2　標準曲線（筋肉）

Fig. 2.　Standard curve (Muscle)

2. 各臓器への経時的移行残存量

各臓器への OTC の移行残存量についての分析結果を表3に示した。マダイ体内への吸収排泄のパターンは両薬剤とも同じ傾向を示した。分析値の個体差が比較的少ない筋肉の場合は，投薬終了後6時間目で最高濃度を示し，48ないし96時間目までに急激に減少した後，徐々に減少して240時間で検出限界以下となった。両薬剤とも168時間目まで各部位に残存していたが，240時間目には検出されなかった。

表2　各臓器中のＯＴＣの定量限界

Table 2. Quantitative limit of bioassay for OTC detected in each organ.

臓器 Organ	定量限界 Quantitative limit (mcg/ml)
血液（血清） Blood (serum)	0.08
筋肉 Muscle	0.08
肝臓※ Liver	0.08
腎臓 Kidney	0.16
胆汁 Bile	0.8

※ Treated with Papain.

実験2　安全性に関する試験

材料および方法

試験は中水温期（21.4～24.4℃）および低水温期（14.5～16.7℃）の2回にわけておこなった。中水温期には，経口投与および薬浴の2方法について試験をおこない，0.5トンパンライト水槽に50尾ずつ収容しておこなった。低水温期の投薬方法は，経口投与のみとし，30尾の供試魚を海面生簀（$1.4^{m}\times1.4^{m}\times1.4^{m}$）に収容して試験をおこなった。供試薬剤はKWF-203を用いた。投薬量は，経口投与の場合，400㎎力価/kg BW/day（通常投与量の8倍に相当）を市販飼料のハマチ稚魚用マッシュに混合して7日間投与した。最終投薬後10日間経過を観察し，試験終了時に各区10尾ずつを解剖に供した。薬浴は，200㏙力価でおこない，0.5トンパンライト水槽中で1時間薬浴後，10日間経過を観察した。終了後，経口投与区と同様に，各区10尾を解剖に供した。薬浴時の水温は24.2℃であった。なお，各試験ともそれぞれ対照区を設けて同様に観察し，試験開始時および終了時の魚体重を測定した。

結果および考察

結果は表4に示すとおりであった。中水温期および低水温期の各区とも異常は認められず，本薬剤は通常投与量の8倍程度では，マダイに対して安全であると思われた。

要　　約

塩酸オキシテトラサイクリン（OTC）のマダイに対する吸収，排泄，魚体内残留および安全性について

表3　OTCのマダイへの移行残存量（ppm）

Table 3. Tissue levels of OTC in cultured Red sea bream, given the drug orally for successive 7 days. (ppm)
(Dose : 100 mg/kg B. W./day. Water temp. : 21.0～24.6℃)

経過時間 Time after the final administration (hrs.)	個体No. No. of fishes	KWF－203 血清 Serum	筋肉 Muscle	肝臓 Liver	腎臓 Kidney	胆汁 Bile	テラマイシン散 Terramycin 血清 Serum	筋肉 Muscle	肝臓 Liver	腎臓 Kidney	胆汁 Bile
	1	0.82	1.70	4.50			0.39	0.08	2.84		
	2	1.00	1.40	1.68			0.17	0.69	1.48		
SB※	3	0.91	1.12	12.5	＞5		1.32	0.65	3.40	1.44	
	4	0.72	1.40	2.40			ND	0.25	2.75		
	5	0.55		8.75			0.28	1.20	2.60		
	1	0.97	1.40	16.2			0 38	0.80	2.40		
	2	1.00	1.50	6.05			0.83	0.60	5.10		
1	3	0.34	1.76	48.0	2.48	36.0	1.75	1.10	5.50	2.78	20.0
	4	1.03	0.24	34.0			0.97	0.99	7.10		
	5	0.44	1.22	5.10			0.80	1.12	5.50		
	1	1.90	1.90	＞50			1.03	0.99	3.90		
	2	1.60	0.75	20.6			0.63	1.08	10.00		
3	3	ND	1.02	3.80	2.56	35.0	1.50	0.93	9.50	3.10	33.0
	4	1.50	3.65	6.40			0.90	1.12	5.80		
	5	0.97	2.80				0.52	1.12	6.60		
	1	1.90	5.00	8.38			0.98	1.08	3.00		
	2	1.50	5.20	28.00			1.07	1.20	4.40		
6	3	2.15	1.50	2.85	5.20	35.0	1.07	1.45	5.30	1.98	17.0
	4	0.88	3.25	4.10			0.52	1.59	6.00		
	5	0.86	1.34	9.40			0.25	0.99	3.60		
	1	2.20	0.99	11.8			0.45	0.62	3.20		
	2	1.20	0.62	3.70			0.64	0.49	3.40		
24	3	0.48	0.99	9.90	2.32	11.5	0.80	0.13	3.50	1.78	16.8
	4	1.25	2.40	3.20			0.72	0.91	4.80		
	5	0.32	1.40	6.20			ND	0.77	3.60		
	1	0.28	0.09	3.12			0.29	0.47	1.60		
	2	0.47	0.36	3.56			0.46	ND	1.68		
48	3	ND	0.47	1.30	1.00	21.5	0.20	0.31	1.18	0.96	8.2
	4	0.73	1.45	1.12			0.38	0.38	1.80		
	5	0.11	0.75				0.09	0.62	2.50		
	1	0.12	0.47	3.24			0.19	0.30	1.72		
	2	0.40	0.51	3.00			ND	0.34	0.94		
72	3	0.18	0.99	2.20	0.90	12.2	0.18	0.15	ND	0.44	6.2
	4	0.22	0.32	3.48			ND	0.26	1.52		
	5	0.16	0.68	4.44			0.24	0.36	0.88		
	1	0.36	0.44	4.40			0.09	0.09	0.92		
	2	0.15	0.40	3.04			ND	0.20	1.88		
96	3	0.29	0.91	2.80	0.88	19.5	0.19	0.16	1.04	0.58	7.1
	4	ND	0.44	2.96			0.13	0.17	1.40		
	5	0.11	0.08	0.90			ND	0.17	ND		
	1	ND	0.26	0.36			ND	0.08	0.40		
	2	0.18	0.16	0.76			ND	0.08	0.50		
168	3	0.26	0.13	0.78	0.58	5.6	0.11	0.11	0.32	0.25	2.3
	4	0.21	ND				ND	ND			
	5	ND	0.17				ND	ND			
	1	ND	ND	ND			ND	ND	ND		
	2	ND	ND	ND			ND	ND	ND		
240	3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	4	ND	ND				ND	ND			
	5	ND	ND				ND	ND			
	1	ND	ND	ND			ND	ND	ND		
	2	ND	ND	ND			ND	ND	ND		
336	3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	4	ND	ND				ND	ND			
	5	ND	ND				ND	ND			

※ Tissue levels of OTC shortly before final administration.

表4　KWF－203のマダイに対する安全性試験結果

Table 4. Subacute oral and bathing toxicity of OTC in cultured Red sea bream.

水温 water temp.	投薬 Dose	供試尾数 No. of fish examined	平均魚体重 Mean body weight 開始時 Inicial	平均魚体重 Mean body weight 終了時 Final	解剖所見 Observation by autopsy	斃死尾数 No. of dead fish
21.4～24.4℃	経口投薬 Oral (400 mg/kg BW)	50	39.4 g	46.2 g	異常なし normal	2 (事故死 died by accident)※
	対照 Control	50	37.2	42.9	〃	3 (〃)
	薬浴 Bathing (200 ppm. 1 hr)	50	39.1	39.5	〃	3 (〃)
	対照 Control	50	39.1	41.0	〃	9 (〃)
14.5～16.7℃	経口投薬 Oral	30	62.7	60.8	〃	0
	対照 Control	30	58.3	57.8	〃	0

※ 水槽からとび出して死亡したもの。
※ Jumped out from the tank.

検討した。

1. マダイに，OTC 100㎎力価/kg BW/day を7日間経口投与し，最終投薬時以降経時的にサンプリングして，魚体の各部位に含まれるOTCを分析した。

2. 魚体臓器として，血清，筋肉，肝臓，腎臓，胆汁をとり出し，それぞれに含まれるOTCの量を分析したが，最終投薬終了後168時間目までは，いずれにもOTCが検出された。しかしながら，240時間および336時間後には検出されなかった。

3. 通常投薬量の8倍量（経口投与の場合，400㎎力価/kg BW/day，7日間，薬浴の場合，200ppm力価，1時間）の投与をおこなっても，魚体に異常は認められず，この程度の量ならば安全であると思われた。

日本近海における海産付着動物の移入について

荒 川 好 満

付着生物研究 2(4):29−37(1980)

On Alien Immigration of Marine Sessile Invertebrates into Japanese Waters

Kohman Y. ARAKAWA

Marine Fouling, 2 (1) : 29-37 (1980)

養殖カキの害敵(競合生物)の予防駆除に関する生物学的研究に従事するうち，水産生物のうける生物災害 Biodetrioration の多くが海外から侵入した付着生物によってひき起されている点に着目し，広島付近のカキ養殖場ばかりでなく，ひろく日本沿岸各地で知られている帰化付着動物について調査し，その結果をまとめたものである。

このほか，これまでにわが国へ移植された欧米産カキなど，水産上有用な「付着動物」についてもふれた。

わが国近海の帰化付着動物としては，これまで，つぎのようなものが知られている：── カサネカンザシ *Hydroides elegans*，カニヤドリカンザシ *Ficopomatus enigmaticus*，ホンダワラコケムシ *Zoobotryon pellucidum*，ナギサコケムシ *Bugula californica*，ムラサキイガイ *Mytilus edulis galloprovincialis*，ミドリイガイ *Perna viridis*，シマメノウフネガイ *Crepidula onyx*，タテジマフジツボ *Balanus amphitrite*，アメリカフジツボ *B. eburneus*，ヨーロッパフジツボ *B. improvisus*，アカシマフジツボ *B. venustus venustus*，アミメフジツボ *B. variegatus cirratus*，マンハッタンボヤ *Molgula manhattensis* など13種のほか，最近，西インド原産のイガイダマシ *Mytilopsis sallei* も報告されている(著者自抄)。

Prevention and Removal of Fouling on Cultured Oysters——A Handbook for Growers

Kohman Y. ARAKAWA

Translated from Japanese by Reginald B. Gillmor

Maine Sea Grant Technical Report, No. 56, vii+38 (1980)

養殖カキ付着生物の予防と駆除の手引き

（英　訳　版）

荒　川　好　満

R. B. ギルモア 訳

メイン海洋技術資料，第56号，vii＋38（1980）

先年，カキ養殖技術研修資料の一つとして，当場から発行された標記手引書の英訳版が，このたびアメリカ合衆国商務省 U. S. Department of Commerce の助成を得て出版された。ほん訳は，わが国のカキ養殖事情に詳しいメイン州立大学海洋学部のギルモア博士による。

英訳版には原著（日本語版）にはない訳者の序文（本書の利用に際しての細かい注意をふくむ）と要書目録 Selected Bibliography がそえられ，本書の利用価値をいっそう高めている。

入手を希望される向きは，下記へ申込めば余部あるかぎり送付される：——

Maine Sea Grant Publications,
IraC. Darling Center, Walpole,
Maine 04573
U. S. A.

各種刊行物リスト　List of additional HFES Publications

川西正衛他：昭和53年度保護水面管理事業調査報告書，36 pp.（1979）

荒川好満他：昭和54年度保護水面管理事業調査報告書，21 pp.（1980）

猪子嘉生・溝上昭男・高場　稔：昭和53年度瀬戸内海栽培漁業放流技術開発事業，ガザミ班総合報告書，17～43（1979）

猪子嘉生・溝上昭男・高場　稔：昭和54年度瀬戸内海栽培漁業放流技術開発事業，ガザミ班総合報告書，4～41（1980）

猪子嘉生・溝上昭男・高場　稔・伏見　徹：昭和55年度瀬戸内海栽培漁業放流技術開発事業，クロダイ班総合報告書，31～41（1981）

猪子嘉生・溝上昭男・高場　稔：昭和53年度瀬戸内海栽培漁業放流技術開発事業，マダイ班総合報告書中西部海域，41～74（1979）

猪子嘉生・溝上昭男・高場　稔：昭和54年度瀬戸内海栽培漁業放流技術開発事業，マダイ班総合報告書中西部海域，1～34（1980）

猪子嘉生・溝上昭男・高場　稔・伏見　徹：昭和55年度回遊性魚類共同放流実験調査事業総合報告書瀬戸内海西部海域，1～24（1981）

広島県：昭和52年度特定水産動物育成事業報告書，90 pp.（1978）

広島県：昭和53年度特定水産動物育成事業報告書，25 pp.（1979）

広島県：昭和54年度特定水産動物育成事業報告書，30 pp.（1980）

広島県：昭和50～54年度マダイ幼稚仔保育場造成事業総合報告書，44 pp.（1979）

伏見　徹：昭和51～53年度指定調査研究総合助成事業（飼料研究）報告書，マダイ稚魚人工飼料開発研究，1～51（1979）

増村和彦：昭和54年度魚病対策技術開発研究事業報告書，医薬品の使用に関する研究，1～17（1980）

増村和彦：昭和55年度魚病対策技術開発研究事業報告書，医薬品の使用に関する研究，1～11（1981）

広島県水産試験場研究報告 第11号

昭和56年3月31日

発行：広島県水産試験場　　場長 副島　直

〔〒737－12〕　広島県安芸郡音戸町音戸5233-2

印刷：たくみ印刷株式会社

〔〒733〕　広島市西区井ノ口明神2丁目1706番地の3

BULLETIN
OF
THE HIROSHIMA FISHERIES EXPERIMENTAL STATION

No. 11 March 1981

Contents

Original Articles

KUSUKI Y. : Fundamental Studies on the Deterioration of Oyster Growing Grounds . . 1

ŌUCHI, A: Nitrogen and Trace Metals Contents of Dried Laver Collected from Culture Grounds in Hiroshima Prefectural Sea Area . . . . . .

TAKAYAMA, H : Preparation of Red Tide Plankton for Scanning Electron Microscopy 101

HIRATA, S : Seasonal Prosperity and Decay of the Dominant Plankton Species in the Coastal Waters of Hiroshima Prefecture 113

MASUMURA, K : Effect and Optimum Quantity for Fed of Compound Feed for Cultured Black Sea Bream, *Acanthopagrus schlefeli* 123

MASUMURA, K : Study on the Bacterial Disease Outbreaking under the Condition of Low Water Temperature on Cultured Red Sea Bream, *Pagrus major* (TEMMINCK & SCHLEGEL) 129

MASUMURA, K : Absorption, Excretion, Tissue, Residue and Safety Test of Oxytetracycline Hydrochloride in Red Sea Bream 135

Abstracts of recent Papers on HFES Investigations published in other Periodicals

ARAKAWA, K. Y. : On Alien Immigration of Marine Sessile Invertebrates into Japanese Waters 141

ARAKAWA, K. Y. : Prevention and Removal of Fouling on Cultured Oysters - - A Handbook for Growers 142

List of additional HFES Publications 143

Published
by
The Hiroshima Fisheries Experimental Station
(5233-2 Ondo-cho, Aki-gun, Hiroshima Prefecture, 737-12, Japan)